

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE PORTO NACIONAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECÓTONOS

Idelina Gomes da Silva

**Diversidade taxonômica e funcional das assembléias fitoplanctônicas no rio
Tocantins, antes e após a implantação da UHE-Estreito**

PORTO NACIONAL – TO – BRASIL
MARÇO/2017

Idelina Gomes da Silva

**Diversidade taxonômica e funcional das assembléias fitoplanctônicas no rio
Tocantins, antes e após a implantação da UHE-Estreito**

Dissertação apresentada a Fundação
Universidade Federal do Tocantins
como requisito parcial à obtenção
do Título de Mestre em Ecologia de
Ecótonos, sob orientação do Prof.
Dr. Fernando Mayer Pelicice e co-
orientação da Dra. Luzia Cleide
Rodrigues.

PORTO NACIONAL – TO – BRASIL
MARÇO/2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca da Universidade Federal do Tocantins
Campus Universitário de Porto Nacional

S586 Silva, Idelina Gomes da

Diversidade taxonômica e funcional das assembléias fitoplanctônicas no rio Tocantins, antes e após a implantação da UHE-Estreito. / Idelina Gomes da Silva. – Porto Nacional, TO: UFT, 2015.
42 p.; il.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice, co-orientação Prof.^a Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecótonos.

1. Biologia. 2. Ecologia. 3. Ecótonos. 4. Algas.
5. Fitoplâncton. 6. Rio Tocantins. I. Título. II. Tocantins.

CDD 579.8

Bibliotecária: Janira Iolanda Lopes da Rosa CRB-10/420

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

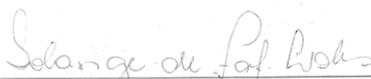
BANCA EXAMINADORA



Drº. Fernando Mayer Pelicice
Universidade Federal do Tocantins - UFT (Presidente)



Drº. Carlos Sérgio Agostinho
Universidade Federal do Tocantins - UFT



Drª. Solange de Fátima Lolis
Universidade Federal do Tocantins - UFT

Aprovada em: 07 de março de 2017
Local de defesa: Auditório do Neamb
Universidade Federal do Tocantins, Campus Universitário de Porto Nacional - To

A água

*Flui a água, flébil, flexuosa,
em seu eterno fluxo,
aflita por chegar
ao final de seu curso.*

*A água flui, a água lava,
a leve água leva
para longe as impurezas
de nossa vida breve.*

*Fluida flecha frágil,
avança, entanto, impávida;
lépida, atinge o alvo,
expande-se toda em dádivas...*

*Tange a água, tange o tempo
a aguilhada da pressa.
O tempo nunca retorna,
a água sempre regressa...*

Domingos Paschoal Cegalla

Agradecimentos

À Universidade do Tocantins – Unitins, especialmente ao Núcleo Estadual de Meteorologia e Recursos Hídricos - NEMET-RH, nas pessoas do Prof. Dr. Joseano Carvalho Dourado, Prof. Dr. Ricardo Henrique Paes B. Peixoto, Prof. Ms. Renato Eurípedes Nascimento e ao Prof. Dr. José Luiz Cabral pela disponibilidade dos dados, pelo apoio, amizade e companheirismo.

A CAPS e a Universidade Federal do Tocantins pela bolsa de estudos e conhecimento adquirido ao longo do curso

Ao Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice pela grande contribuição científica e profissional.

A Prof^a. Luzia Cleide Rodrigues do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos – PEA- Maringá-PR, pela atenção, orientações e ensinamentos transmitidos.

Ao meu esposo André Paulo Morais de Sousa, muitíssimo obrigada, por estar sempre ao meu lado nos momentos difíceis sempre me apoiando e fazendo com que eu fosse adiante.

Aos meus Pais e irmãos, pela compreensão da ausência, sem os quais meu caminho até aqui seria muito mais doloroso.

Aos amigos do curso pelas discussões construtivas e as ajudas práticas na construção deste trabalho e pelos momentos de alegria e distração nos quais irão ficar guardados para sempre em minha memória.

Diversidade taxonômica e funcional das assembléias fitoplanctônicas no rio Tocantins, antes e após a implantação da UHE-Estreito

Resumo

A construção de reservatórios altera o ciclo de vida de muitos organismos, causam mudanças nos padrões de biodiversidade e no pior dos cenários podem acarretar a redução ou extinção de espécies. Buscamos investigar as alterações ocorridas na comunidade fitoplanctônica provocada pela alteração dos filtros ambientais impostos pela implantação da Usina Hidroelétrica de Estreito, médio rio Tocantins. A assembleia foi investigada utilizando análises taxonômicas e de Grupos Funcionais (GF). Cinco pontos de amostragem foram envolvidos neste estudo, situados ao longo do rio Tocantins, posteriormente convertido no reservatório da UHE Estreito. O período de monitoramento foi de 4 anos (dezembro de 09 a maio de 13) e as coletas realizadas trimestralmente no rio Tocantins, durante as fases de Pré-enchimento (Pré), Enchimento (Enc) e Pós-enchimento (Pós). As amostragens para o estudo foram realizadas na subsuperfície da água (30 cm), e processadas em laboratório para identificação e contagem dos organismos. As espécies foram primeiramente identificadas taxonomicamente e posteriormente classificadas em grupos funcionais. As amostras de água para análises físicas e químicas foram coletadas concomitante as biológicas e processadas de acordo com a metodologia recomendada. Como resultado, percebemos que implantação da usina hidrelétrica provocou alterações na alteração da estrutura da assembleia respondendo aos novos filtros ambientais, com acentuada redução de biovolume e riqueza taxonômica e de GF. Temporalmente houve significativa diferença entre as fases, obtendo a fase Pré como a mais diferente das demais. Longitudinalmente não houve diferenças significativas. Na composição taxonômica a fase Pré foi dominada pela espécie de *Aulacoseira ambigua*, a fase Enc por *Cylindrospermopsis raciborskii* e a fase Pós por *Aulacoseira* sp. No estudo dos GF 27 GF foram registrados. A fase Pré obteve os valores mais altos de biovolume e o GF **C** (diatomáceas) como dominante. No Enc o GF **Sn** (cianobactérias) foi dominante. No Pós os GF **P** (diatomáceas); **N** (Desmidiaceae); **W2** (Euglenaceae); **Sn** e **Lm** (cianobactérias) co-dominaram com valores de biovolumes similares. Este estudo revelou os papéis importantes dos filtros ambientais na seleção espécies e grupos funcionais das assembleias fitoplanctônicas, frente a um novo regime de funcionamento fluvial.

Taxonomic and functional diversity of phytoplankton assemblages in the Tocantins River, before and after the implementation of UHE-Estreito.

Abstract

The construction of reservoirs alters the life cycle of many organisms, causes changes in biodiversity patterns and worst scenarios can lead to species reduction or extinction. We sought to investigate the changes in the phytoplankton community caused by the alteration of the environmental filters imposed by the implementation of the Hydroelectric Plant of Estreito, the middle Tocantins river. The assembly was investigated using Taxonomic and Functional Groups (GF) analyzes. Five sampling points were involved in this study, located along the Tocantins river, later converted into the reservoir of Estreito HPP. The monitoring period was 4 years (December 09 to May 13) and the collections performed quarterly in the Tocantins River, during the pre-filling, pre-filling, and post-filling phases. Samples for the study were performed in the subsurface of the water (30 cm), and processed in the laboratory for identification and counting of organisms. The species were first identified taxonomically and later classified into functional groups. The water samples for physical and chemical analyzes were collected concomitantly with the biological samples and processed according to the recommended methodology. As a result, we noticed that the implantation of the hydroelectric plant caused alterations in the alteration of the assembly structure responding to the new environmental filters, with a marked reduction of biovolume and taxonomic richness and GF. Temporally there was a significant difference between the phases, obtaining the Pre phase as the most different of the others. Longitudinally there were no significant differences. In the taxonomic composition the Pre phase was dominated by the ambiguous *Aulacoseira* species, the Enc stage by *Cylindrospermopsis raciborskii* and the Post phase by *Aulacoseira* sp. In the study of GF 27 GF were recorded. The Pre phase obtained the highest values of biovolume and GF C (diatoms) as dominant. In Enc the GF Sn (cyanobacteria) was dominant. In the Post GF P (diatoms); N (Desmidiaceae); W2 (Euglenaceae); Sn and Lm (cyanobacteria) co-dominated with values of similar biovolumes. This study revealed the important roles of environmental filters in the selection of species and functional groups of phytoplankton assemblages, in face of a new regime of fluvial functioning.

Sumário

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 11 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS | 13 |
| A. ÁREA DE ESTUDO | 13 |
| B. PONTOS DE AMOSTRAGEM | 14 |
| A. AMOSTRAGEM E ANÁLISES | 15 |
| B. ANÁLISE DOS DADOS | 17 |
| 3. RESULTADOS | 18 |
| A. VARIÁVEIS ABIÓTICAS | 18 |
| B. VARIAÇÕES NA ESTRUTURA TAXONÔMICA DAS ASSEMBLEIAS | 20 |
| C. PADRÕES DOS GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS | 24 |
| 4. DISCUSSÃO | 28 |
| 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 32 |
| 6. APÊNDICE | 36 |

Dissertação formatada conforme a norma da publicação
Científica *Freshwater Biology*. Disponível em:
<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/ \(ISSN\)1365-2427/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/ (ISSN)1365-2427/homepage/ForAuthors.html)>

1. INTRODUÇÃO

Atualmente existe mais de 700 reservatórios de grande porte no Brasil, distribuídos nas principais bacias hidrográficas (Agostinho *et al.*, 2016). Esses reservatórios para fins hidrelétricos provocaram, dentre outros, alterações no regime hidrológico, qualidade da água, destruição de habitats, criação de barreiras para migração de vertebrados aquáticos (Devic, 2015), transformam os padrões e processos ecológicos a montante, jusante e dentro dos reservatórios (Agostinho, Pelicice & Marques, 2008b). Essas mudanças alteram o ciclo de vida de muitos organismos, causam mudanças nos padrões de biodiversidade (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003) e no pior dos cenários podem acarretar a redução ou extinção de espécies (Esteves, 2011). Organismos fitoplanctônicos apresentam curto tempo de geração e respondem rapidamente à variação ambiental (Reynolds, 1997), sendo um modelo apropriado para determinar o impacto da construção de barragens sobre as comunidades aquáticas.

Apesar dos esforços de conservação, o declínio da biodiversidade continua em ritmo acelerado em uma vasta gama de ecossistemas, tanto em escalas regionais quanto globais em virtude do aumento da intensidade dos distúrbios (Chapin *et al.*, 2000). Assim, existe uma necessidade urgente de quantificar e prever os efeitos da perturbação nos padrões de biodiversidade para orientar os esforços de conservação e da gestão dos recursos ecológicos. Nesse sentido, a abordagem funcional pode ajudar a revelar como as perturbações ambientais afetam a diversidade (Zhang *et al.*, 2015).

A resposta da comunidade fitoplanctônica à variação dos fatores ambientais tem sido analisada tradicionalmente usando atributos da comunidade baseados na taxonômica (e.g., riqueza de espécies, abundância, equitabilidade). Essa abordagem, entretanto, não inclui informação sobre as diferentes adaptações das espécies ao ambiente (Salmaso, Naselli-Flores & Padisák, 2015), sendo difícil estabelecer explicações mecanicistas da variação da estrutura das comunidades em função do ambiente. Esses descritores da comunidade são ferramentas limitadas porque diferentes processos podem afetar as espécies de formas diferentes, não revelando o mecanismo de perturbação ou até mesmo indicando um falso sinal de recuperação do ecossistema (Villéger *et al.*, 2010). Os efeitos combinados das alterações ambientais e pressões bióticas usualmente resultam em uma mudança funcional na estrutura da comunidade,

provocando o declínio das espécies em diferentes partes do espaço funcional (Mouillot *et al.*, 2013). A análise das comunidades biológicas baseada nas características das espécies (abordagem funcional) permite evidenciar como os filtros ambientais afetam a distribuição dos organismos. Assim, na ocorrência de um distúrbio, por exemplo, só as espécies que apresentem as características apropriadas para sobreviver nas novas condições ambientais poderão se estabelecer (Keddy, 1992).

Espécies fitoplanctônicas que apresentam características compartilhadas, principalmente nas estratégias de sobrevivência e nas adaptações às condições ambientais podem ser agrupadas em grupos funcionais (Salmaso & Padišák, 2007). Esses grupos funcionais podem ser polifiléticos, sendo as características compartilhadas produto da convergência evolutiva. Estudos utilizando grupos funcionais oferecem uma alternativa útil, permitindo compreender como essas comunidades são afetadas pelo ambiente (McGill *et al.*, 2006; Mouillot *et al.*, 2013). Tais estudos, por correlacionar os traços funcionais e filtros ambientais, podem ajudar a compreender como o fitoplâncton responde as alterações hidrológicas causadas por barragens, em termos de tolerância ambiental, características de habitats, e estado trófico (Reynolds, 2006; Padišák, Crossetti & Naselli-Flores, 2009). Esta abordagem complementa os estudos tradicionais taxonômicos, uma vez que fornecem informações diferentes.

O fitoplâncton autotrófico é essencial para a produção ecossistêmica aquática, consiste no principal produtor primário, sustenta a base da cadeia alimentar (Straškraba, Tundisi & Duncan, 1993) e contribui com o fluxo do oxigênio dentro do sistema (Henry, 1992). Em ambientes de água doce, sua riqueza e densidade (ou biovolume) são reguladas principalmente através das interações com a temperatura e o fotoperíodo (Reynolds, 1999), além da profundidade, transparência, e flutuações no nível da água; fatores químicos e bióticos também são importantes, como a concentração de nutrientes e íons dissolvidos na água (Margalef, 1978; Beyruth, 2000). A maioria dos problemas associados ao fitoplâncton surge do aumento de sua biomassa, essencialmente de cianobactérias, podendo inviabilizar os usos múltiplos da água. As ações corretivas usadas para remoção das densidades fitoplanctônicas tem custos financeiros elevados e podem ser agressivas ao ambiente, reduzindo as concentrações de oxigênio dissolvido na água ou piorando a qualidade ambiental para outros organismos. Dessa forma faz-se necessário o entendimento da estrutura das assembleias fitoplanctônicas em reservatórios, bem como dos fatores que as regulam. A utilização dos grupos funcionais, nesse contexto, permite prever a ocorrência de certas espécies nos ambientes, o que

contribui para o entendimento e previsão da distribuição e dinâmica de populações (Reynolds *et al.*, 2002), oferecendo subsídios para investigar as relações com as condições ambientais de um reservatório antes, durante e depois da sua formação.

No Brasil, de acordo com o Banco de Informações da Geração (BIG) da ANEEL, em novembro de 2015 existiam em operação 198 UHEs, que respondiam por 65% da potência hidrelétrica total instalada no país. Além disso, existem 11 usinas em construção e 5 com construção não iniciada. Na bacia Amazônica, os maiores empreendimentos são Tucuruí, no Pará, e Balbina, no Amazonas. Mas foi a partir dos anos 1990 que a região começou a ser explorada com maior intensidade, com a construção da Usina Serra da Mesa (GO), no rio Tocantins (MMA., 2006). Neste rio, atualmente, existe uma série de grandes barragens em cascata ao longo do gradiente longitudinal (Agostinho *et al.*, 2009), sendo a UHE Estreito a sétima e a mais nova a entrar em operação. Com isso, o rio Tocantins encontra-se transformado em termos de hidrodinâmica, condições ambientais e habitats, o que deve provocar profundas alterações na estrutura das comunidades, sobretudo nas assembleias fitoplanctônicas.

O objetivo desse trabalho foi determinar o efeito da construção de uma barragem sobre a estrutura taxonômica e Funcional fitoplanctônica no médio rio Tocantins. Especificamente, o trabalho investigou a variação nas estruturas taxonômica (riqueza de espécies, densidade e composição) e dos Grupos Funcionais (*sensu* Reynolds *et al.*, 2002 e Padisák *et al.* 2009) Padisák *et al.* 2009) entre as fases de Pré-enchimento, enchimento e Pós-enchimento do reservatório, e ao longo do gradiente longitudinal do rio. Esse trabalho procura entender como as alterações ambientais provocadas pela implantação da barragem selecionam espécies e grupos funcionais.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

a. ÁREA DE ESTUDO

A região hidrográfica do Tocantins-Araguaia compreende a maior bacia hidrográfica em extensão totalmente brasileira e a segunda maior em potencial hidroenergético instalado. Possui uma área de aproximadamente 918.822 km² (11% do território nacional), tendo como maior demanda para usos da água as atividades de

irrigação, agropecuária e hidroeletricidade (ANA, 2009; 2017). Dessa forma, atributos como localização, abundância e possível utilização dos recursos naturais, sobretudo da água, atribuem à região um acentuado papel no desenvolvimento do país (ANA, 2009)

O rio Tocantins, em estudo, tem características típicas de rios de planalto apresentando forte fluxo de água ao longo de seu curso, é considerado um rio de águas claras (Sioli, 1984) com forte sazonalidade pluviométrica, com variações na vazão média entre 13.624 m³/s na cheia e 2.550 m³/s na seca (ANA, 2009), a sinuosidades de suas curvas com formação de remansos, solos percorridos típicos do domínio cerrado e amazônico e a sazonalidade proporcionam ambientes favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico, especialmente nos períodos secos. Esse rio está fortemente impactado por grandes empreendimentos hidroelétricos em cascata, o que acarreta principalmente na alteração hidrodinâmica, destruição de habitats e efeitos negativos sobre a qualidade da água. As grandes barragens já instaladas ao longo do gradiente longitudinal, de montante para jusante são: UHE Serra da Mesa, UHE Cana Brava, UHE São Salvador, UHE Peixe Angical, UHE Luiz Eduardo Magalhães - Lajeado, UHE Tucuruí (Agostinho et al. 2009) e UHE Estreito antes da UHE Tucuruí.

A Usina Hidrelétrica de Estreito, inaugurada em 2011, tem uma extensão de 260,23 km, área inundada de 400 km² e tempo de retenção de 15 dias (Pelicice, Pompeu & Agostinho, 2015). A usina está situada entre as usinas de Lajeado (TO), a 455 km, por via fluvial, a montante, e a usina de Tucuruí (PA) a 542 km, por via fluvial, a jusante. No trecho de amostragem existem importantes tributários como o rio Manual Alves Grande, Manuel Alves Pequeno e Farinha, todos de importância econômica e turística para a região.

b. PONTOS DE AMOSTRAGEM

Cinco Pontos de amostragem foram envolvidos neste estudo, situados ao longo do rio Tocantins, entre os municípios de Tupiratins e Babaçulândia (TO) (figura 1). O ponto P1 (08° 23' 22.4" S - 48° 06' 38.6" W) encontra-se mais a montante (região sob influência fluvial após o represamento), os pontos P4 (07° 51' 29.6" S - 47° 55' 17.0" W) e P7 (07° 41' 02.2" S - 47° 40' 58.1" W) são intermediários (área de transição do reservatório), e os pontos P10 (07° 20' 08.5" S - 47° 28' 32.0" W) e P12 (07° 11' 55.6" S

- 47° 45' 02.7" W) localizam-se mais a jusante (características lênticas do represamento).

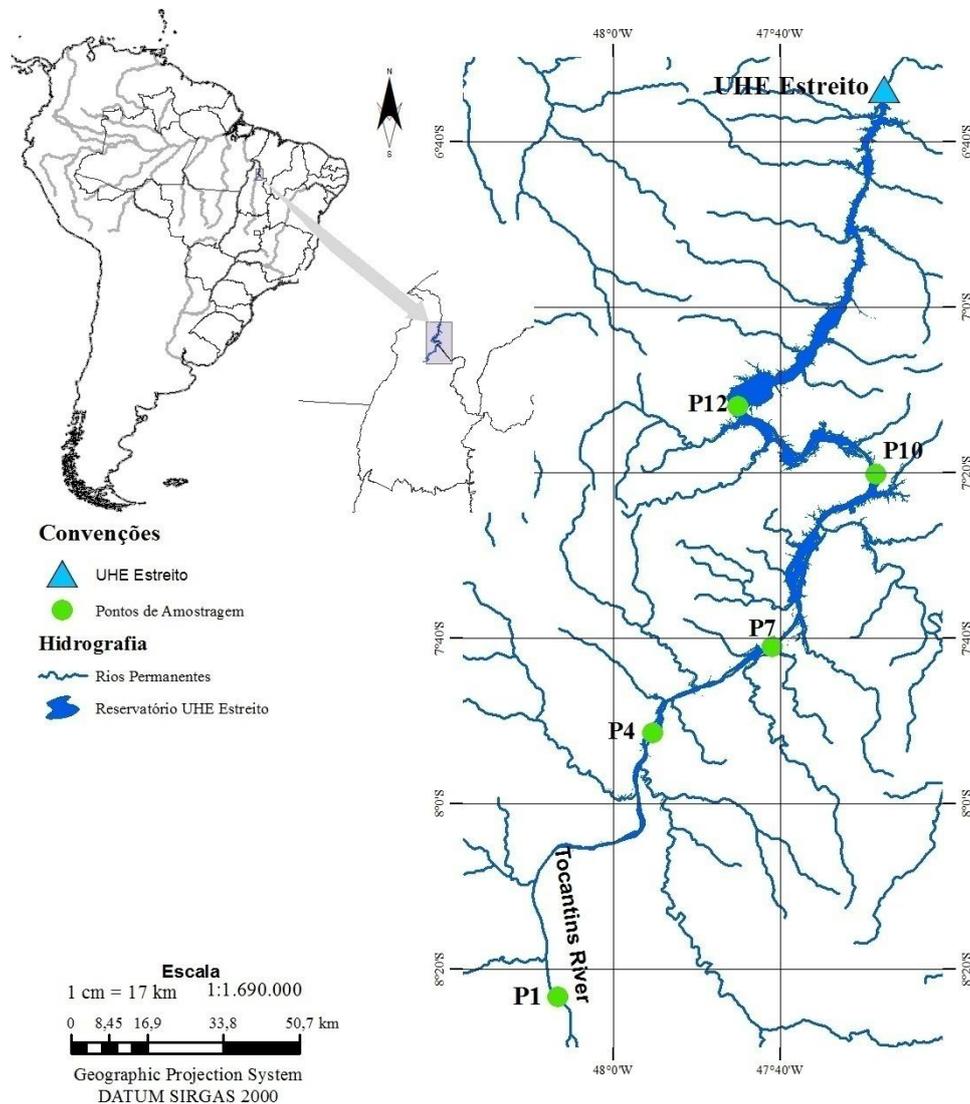


Figura 1. Mapa de localização dos pontos de amostragem no rio Tocantins, na Área de Influência Direta da UHE Estreito (TO, Brasil).

a. AMOSTRAGEM E ANÁLISES

O período de monitoramento foi de 4 anos (dezembro de 2009 a maio de 2013) e as coletas realizadas trimestralmente. A fase de pré-enchimento envolveu o período de dezembro de 2009 a setembro de 2010. Na fase de enchimento foram realizadas quatro campanhas consecutivas entre os meses de fevereiro e maio de 2011 e as campanhas de

pós-enchimento realizadas entre os meses de janeiro de 2012 a maio de 2013. Foram coletadas e analisadas 60 amostras (20 em cada fase e 5 por campanha amostral).

As amostras de água para análise das variáveis limnológicas abióticas e do fitoplâncton total foram obtidas diretamente com frascos, à subsuperfície (30 cm de profundidade) da região central de cada ponto de amostragem

As amostras de fitoplâncton total foram fixadas *in situ* com lugol acético (Bicudo & Menezes, 2006). A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de Utermohl (Utermöhl, 1958) com o uso de microscópio invertido com aumento de 400x e com o 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). Como riqueza de espécies foi considerada o número de táxons presentes em cada amostra de fitoplâncton total.

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 classificados em grupos funcionais (GF) de acordo com os atributos apresentados em Reynolds *et al.*, 2002 e Padisák *et al.*, 2009 para fitoplâncton de águas continentais. Em todos os grupos funcionais incluem os traços funcionais dos organismos e as condições ambientais sob as quais as espécies fitoplanctônicas devem ocorrer e indicando também possíveis padrões de co-ocorrência. Esses grupos foram identificados com códigos alfa-numérico, sendo 31 grupos funcionais propostos por Reynolds *et al.*, 2002 e após atualização por Padisák *et al.*, 2009 a lista passou a ser composta por 40 GF.

A caracterização limnológica da área de influencia da UHE-Estreito no rio Tocantins foram baseados nos dados físicos e químicos da água coletados concomitantemente as amostras biológicas. As amostras para análises de amônia (NH_4^+), nitrato (NH_3), fósforo inorgânico e fósforo total, foram coletadas em cada um dos cinco pontos de amostragem em garrafas de vidro e plástico, previamente limpas e

esterilizadas, mergulhadas até 30 cm de profundidade. Todas as amostras foram identificadas e acondicionadas em caixas térmicas com gelo e adicionado preservativo específico recomendado para cada tipo de ensaio segundo APHA/AWWA/WEF (2005) e Guia Nacional de Coleta e preservação de amostras (Cetesb, 2011). As determinações das concentrações de fósforo total e fósforo inorgânico seguiu a metodologia proposta por Golterman (Golterman et al., 1978), nitrato por Mackereth (Mackereth et al., 1978) e amônio por Koroleff (Koroleff, 1978).

Os parâmetros temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e turbidez, foram medidos *in loco* com a sonda multiparamétrica YSI 6920 (2009).

b. ANÁLISE DOS DADOS

Todas as análises foram baseadas em duas descrições das assembleias, uma taxonômica (matriz: locais x táxons) e outra funcional (matriz: locais x grupos funcionais).

A ANOVA multivariada bifatorial foi realizada para testar se as variações nos valores de riqueza e biovolume e a riqueza de grupos funcionais (número de grupos funcionais) diferenciariam os pontos de amostragem, as fases e entre pontos e fases. Em caso de diferenças significativas, foram realizados testes *a posteriori* de Tukey.

Para analisar a variação da composição taxonômica e funcional entre fases e zonas do reservatório utilizou-se a análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) visto que para revelar os padrões longitudinais do rio feito uma média dos scores da NMDS. A distorção da resolução em duas dimensões é expressa pelo valor *S* (*stress*), sendo que quanto mais próximo de zero o *stress*, melhor o ajuste entre a distância original dos objetos e a configuração obtida pela análise (Legendre & Legendre 1998).

A análise de SIMPER (similaridade de percentagens) foi utilizada para identificar os táxons responsáveis (espécies mais comuns) pela similaridade dentro de cada grupo definido pela NMDS (espécies mais discriminantes). Foram verificados quais táxons são os principais responsáveis por uma diferença observada entre grupos de amostras. A significância geral da diferença foi verificada por meio de ANOSIM. A dissimilaridade

geral foi calculada usando todos os táxons, enquanto as dissimilaridades táxon-específico foram calculadas para cada táxon individualmente.

Na ordenação dos táxons e dos grupos funcionais (GF) foi realizado um rank, onde todos os táxons ou GF foram ordenados em ordem crescente de biovolume ou número de táxons, considerando a fase Pré como referência para a ordenação das demais. Foi considerado redundância de espécies, o número de táxons dentro de cada grupo.

Para revelar variações nos dados abióticos em relação a padrões espaciais e temporais os dados foram sintetizados aplicando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). As variáveis, exceto pH, foram transformados em Logaritmo na base 10.

Os softwares utilizados foram Past versão 2.16 (Hammer, Harper & Ryan, 2001) e Statistica versão 7.1 (Stat.Soft.Inc., 2005).

3. RESULTADOS

a. VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Na área em estudo, somente a variável NH_4^+ apresentou marcada heterogeneidade temporal para as características limnológicas, com maiores valores médios e desvio padrão na fase Pré. No entanto, as concentrações de fósforo total e fósforo inorgânico tiveram leve aumento nas fases seguintes. O ambiente mostrou ainda, baixas concentrações de condutividade e turbidez, sem deficiência de oxigênio, águas neutras a ligeiramente alcalinas e poucas variações na temperatura ($\pm 1^\circ \text{C}$) (Tabela 1).

A análise de componentes principais (PCA) sumarizou as variáveis abióticas espaciais e temporais explicando 71% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos. O primeiro eixo foi correlacionado negativamente com as variáveis PI e PT e positivamente com O.D., Temp, NH_4^+ , NO_3 e Turb. No segundo eixo estiveram correlacionadas positivamente a variável Cond. e pH negativamente (Tabela 2).

A análise da PCA também revelou a existência de comportamentos limnológicos diferentes entre as fases, separando as amostras de acordo com as fases. As variáveis que estiveram mais fortemente correlacionadas à fase Pós foram PT e PI,

sendo que as demais, embora menos correlacionadas, também estiveram mais próximas ao Pós. De maneira geral houve tendência de homogeneização no Pré aumento de variação espacial no Pós (Figura 2).

Tabela 1. Distribuição longitudinal e temporal dos valores médios das variáveis ambientais apresentadas por ponto amostral nas fases de Pré, Enc e Pós, rio Tocantins, (valores entre parênteses representam os desvios padrão amostral): NH_4^+ (amônio- mg/L), NO_3 (Nitrato- mg/L), Cond. (Condutividade- $\mu\text{S}/\text{cm}$), PI (Fósforo Inorgânico- mg/L), PT (Fósforo Total- mg/L), O.D. (Oxigênio Dissolvido- mg/L) pH (Potencial Hidrogeniônico), Temp. (Temperatura da água- $^\circ\text{C}$) e Turb. (Turbidez- NTU).

| Ponto | Fase | NH_4^+ | NO_3 | Cond. | PI | PT | OD | pH | Temp. | Turb. |
|--------|------|-----------------|---------------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|
| 1 | Pré | 0.53 | 0.02 | 58 | 0.01 | 0.02 | 7.2 | 7.1 | 29 | 10 |
| | | (0,54) | (0,01) | (22) | (0,01) | (0,01) | (0,28) | (0,55) | (0,88) | (9) |
| | Enc | 0.03 | 0.02 | 54 | 0.02 | 0.04 | 6.8 | 7.7 | 28 | 16 |
| (0,02) | | (0,01) | (10) | (0,01) | (0,01) | (0,39) | (0,32) | (0,52) | (17) | |
| 4 | Pré | 0.05 | 0.02 | 47 | 0.03 | 0.03 | 7.1 | 7.6 | 28 | 10 |
| | | (0,04) | (0,01) | (4) | (0,04) | (0,01) | (0,38) | (0,59) | (1,46) | (9,35) |
| | Enc | 0.28 | 0.02 | 54 | 0.01 | 0.03 | 7.2 | 7.2 | 29 | 10 |
| (0,09) | | (0,01) | (16) | (0,01) | (0,01) | (0,23) | (0,42) | (0,81) | (7,67) | |
| 7 | Enc | 0.03 | 0.01 | 45 | 0.02 | 0.04 | 7.0 | 7.4 | 28 | 15 |
| | | (0,02) | (0,01) | (12) | (0,01) | (0,02) | (0,40) | (0,31) | (0,20) | (14,71) |
| | Pós | 0.03 | 0.01 | 45 | 0.02 | 0.03 | 7.1 | 7.3 | 28 | 14 |
| (0,03) | | (0,01) | (4) | (0,03) | (0,01) | (0,19) | (0,29) | (1,47) | (14,46) | |
| 10 | Pré | 0.58 | 0.02 | 60 | 0.01 | 0.02 | 7.2 | 7.1 | 29 | 11 |
| | | (0,56) | (0,01) | (23) | (0,01) | (0,01) | (0,19) | (0,49) | (2,22) | (7,69) |
| | Enc | 0.03 | 0.01 | 48 | 0.03 | 0.05 | 7.0 | 7.5 | 28 | 14 |
| (0,01) | | (0,01) | (10) | (0,01) | (0,01) | (0,45) | (0,34) | (0,28) | (14,33) | |
| 12 | Pós | 0.04 | 0.02 | 38 | 0.01 | 0.03 | 7.0 | 7.3 | 28 | 11 |
| | | (0,05) | (0,01) | (13) | (0,01) | (0,01) | (0,21) | (0,17) | (1,35) | (14,44) |
| | Pre | 0.40 | 0.02 | 13 | 0.01 | 0.03 | 7.1 | 7.4 | 29 | 18 |
| (0,25) | | (0,01) | (4) | (0,01) | (0,01) | (0,26) | (0,27) | (0,75) | (14,94) | |
| 10 | Enc | 0.04 | 0.01 | 32 | 0.03 | 0.05 | 6.8 | 7.5 | 28 | 21 |
| | | (0,01) | (0,01) | (24) | (0,02) | (0,03) | (0,16) | (0,56) | (0,47) | (30,91) |
| | Pós | 0.04 | 0.01 | 16 | 0.03 | 0.03 | 6.9 | 8.2 | 28 | 8 |
| (0,02) | | (0,01) | (3) | (0,04) | (0,01) | (0,15) | (0,60) | (1,14) | (9,92) | |
| 12 | Pré | 0.46 | 0.02 | 54 | 0.01 | 0.03 | 7.1 | 7.4 | 29 | 13 |
| | | (0,11) | (0,01) | (16) | (0,01) | (0,00) | (0,12) | (0,32) | (0,84) | (5,6) |
| | Enc | 0.05 | 0.02 | 47 | 0.02 | 0.06 | 6.4 | 7.4 | 28 | 16 |
| (0,03) | | (0,01) | (6) | (0,01) | (0,01) | (0,26) | (0,12) | (0,25) | (23,12) | |
| 10 | Pós | 0.03 | 0.01 | 48 | 0.02 | 0.03 | 6.7 | 8.1 | 29 | 5 |
| | | (0,01) | (0,01) | (4) | (0,03) | (0,01) | (0,33) | (0,49) | (1,46) | (5,8) |

Tabela 2. Autovalores (loadings) da ACP aplicada para ordenar as amostras de acordo com as variáveis ambientais. Para cada eixo, as correlações mais altas (> 0,5) são destacadas em negrito.

| Variável | Eixo 1 | Eixo 2 |
|---|----------------|----------------|
| NH ₄ ⁺ (amônio- mg/L) | 0, 894 | -0, 134 |
| NO ₃ (Nitrato- mg/L) | 0, 736 | -0, 203 |
| Cond. (Condutividade- µS/cm) | 0, 093 | -0, 727 |
| PI (Fósforo Inorgânico- mg/L) | -0, 856 | 0, 241 |
| PT (Fósforo Total- mg/L) | -0, 916 | -0, 168 |
| OD (Oxigênio Dissolvido- mg/L) | 0, 656 | -0, 123 |
| Temp. (Temperatura da água- ° C) | 0, 771 | 0, 084 |
| Turb (Turbidez- NTU) | 0, 788 | 0, 495 |
| pH (Potencial Hidrogeniônico) | -0, 531 | 0, 687 |

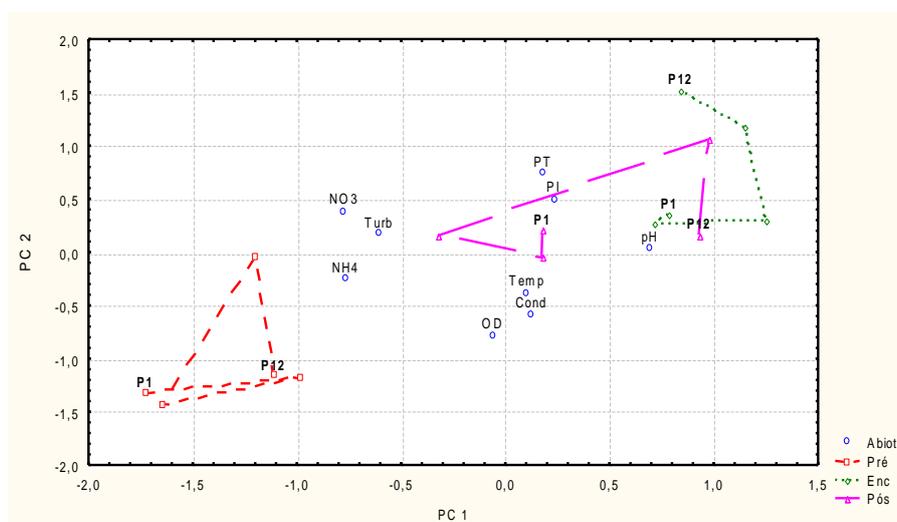


Figura 2. Gráfico representativo da Análise de Componente Principal - PCA aplicada às variáveis abióticas da água (Abiot) nas fases (Pré, Enc e Pós) na área de estudo.

b. VARIAÇÕES NA ESTRUTURA TAXONÔMICA DAS ASSEMBLEIAS

Foram registradas 143 táxons fitoplanctônicos (apêndice 1), nos cinco pontos amostrais localizados no rio Tocantins, durante os anos de 2009 – 2013, nas fases de Pré, Enchimento e Pós-enchimento do reservatório. Sendo que destas, 116 ocorreram na fase Pré, 40 no Enchimento e 37 no Pós (Figura 3).

A riqueza e biovolume foram maiores no período Pré, reduzindo expressivamente nos períodos seguintes (Figura 3). A ANOVA bifatorial revelou variações significativas do biovolume e riqueza fitoplanctônica entre as fases, mas não entre os pontos amostrais (Tabela 3). Dessa forma o teste de Tukey indicou diferença significativa da fase Pré em relação às demais fases.

Tabela 3. ANOVA bifatorial do aplicada aos valores de Biovolume e Riqueza.

| Atributos Taxonômicos para a assembleia fitoplanctônica | | | |
|---|----|---------|--------|
| Biovolume | GL | F | P |
| Fase | 2 | 36.807 | 0.0001 |
| Ponto | 4 | 0.581 | 0.8473 |
| Fase x Ponto | 8 | 0.641 | 0.8927 |
| Riqueza Taxonômica | | | |
| Fase | 2 | 11.006 | 0.0001 |
| Ponto | 4 | 0.12052 | 0.9992 |
| Fase x Ponto | 8 | 0.42818 | 0.9648 |

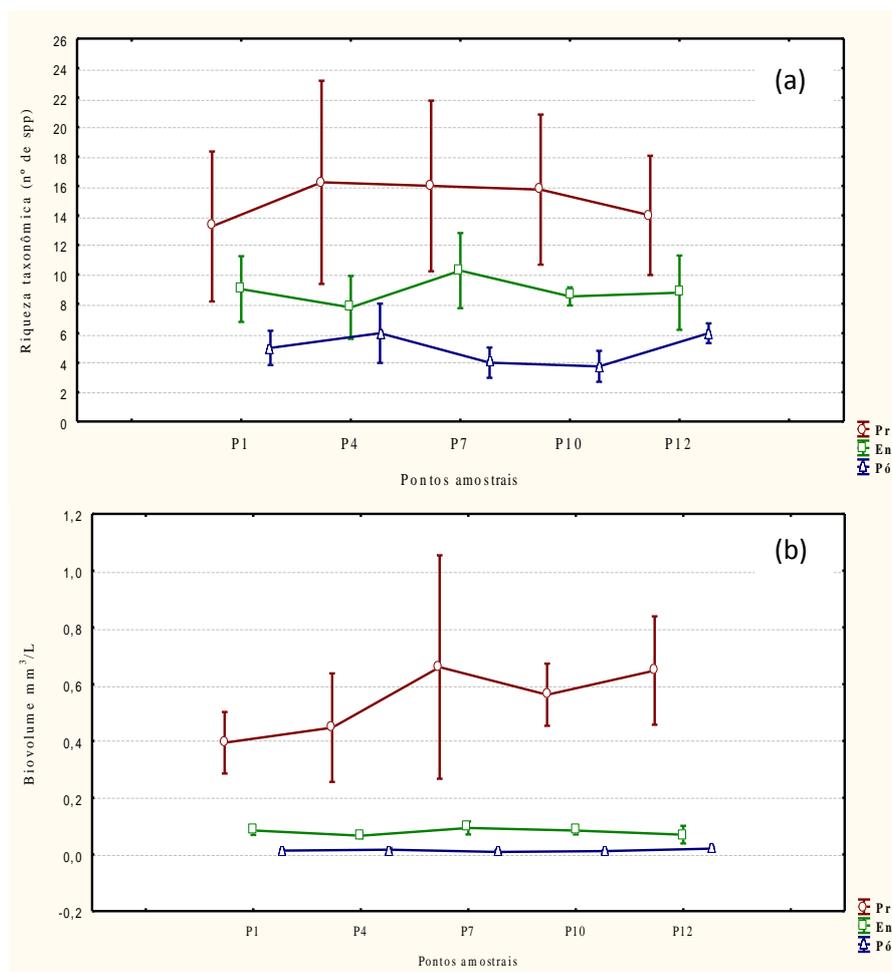


Figura 3. Variações na estrutura espaço-temporal fitoplanctônica - (a) riqueza total e (b) biovolume (mm³/mL), por pontos amostrais, no rio Tocantins durante as fases Pré-enchimento (Pré), Enchimento (Enc) e Pós-enchimento (Pós). Barras representam erro padrão.

A biomassa dos táxons reduziu consideravelmente ao longo do tempo, em 85% da fase Pré para Enc e mais acentuadamente do Pré para o Pós (em 97%).

Concomitantemente, a riqueza taxonômica reduziu 65% no Pré para Enc e 68% do Pré para o Pós. *Aulacoseira ambigua* representa a espécie mais abundante da fase Pré, representando 29% do biovolume (Figura 4-Pré). A alteração do ambiente lótico para lântico permitiu que espécies como *Cylindrospermopsis raciborskii* (39% do biovolume) surgissem como mais abundante e espécies como *A. ambigua* desaparecessem (Figura 4-Enc). Entretanto, vários táxons que antes eram abundantes, voltam a ser, embora num nível bem menor como *Staurastrum* sp.; *Aulacoseira* sp. e *Trachelomonas armata*. O novo regime hídrico também favoreceu espécies antes não visualizadas como *Microcystis wesenbergii* (Figura 4-Pós).

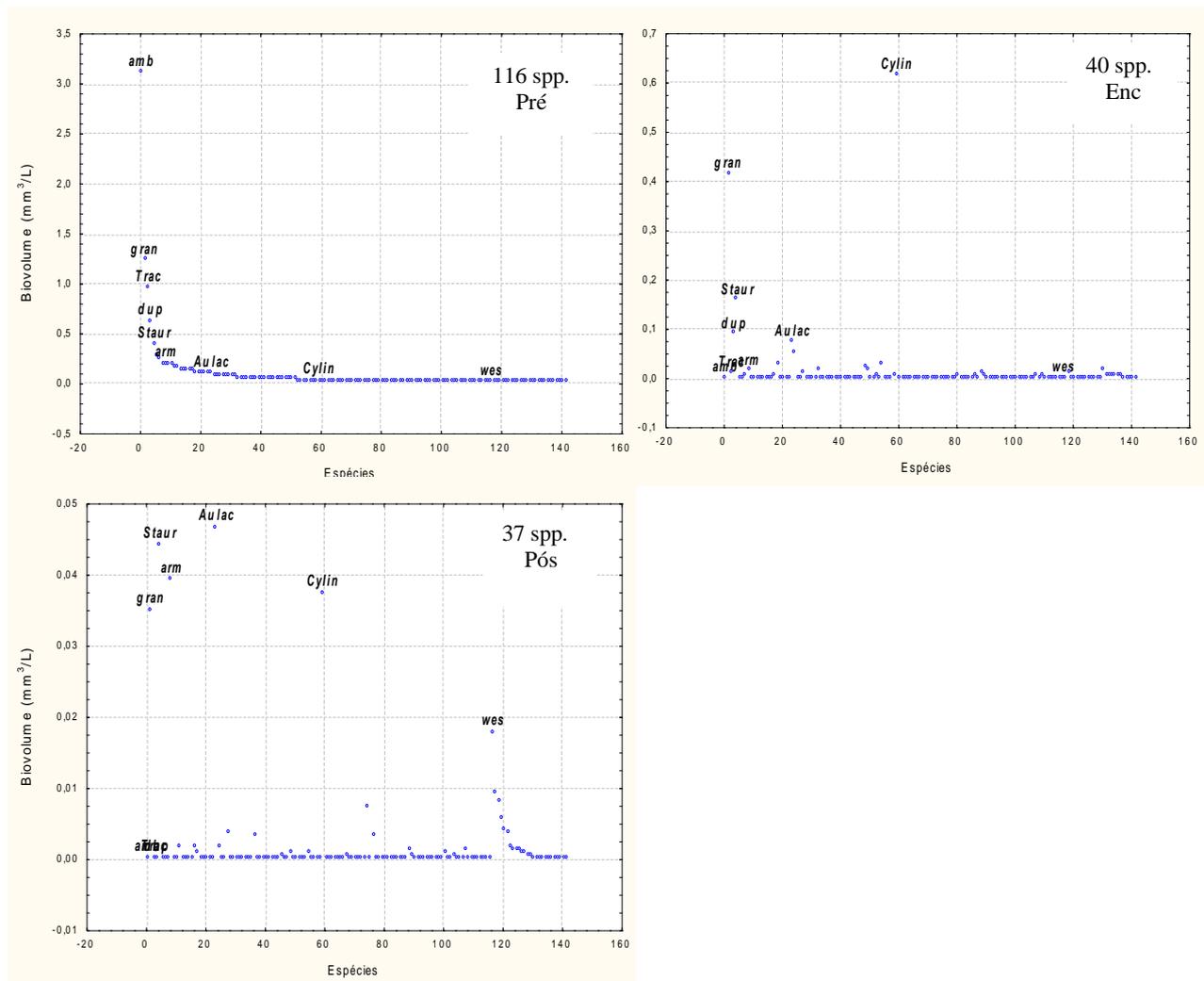


Figura 4. Rank dos táxons de acordo com o biovolume. A sequência do rank se baseou no Pré. Em destaque os táxons mais abundantes: **amb**, *Aulacoseira ambigua*; **gran**, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*; **Trac**, *Trachelomonas* sp.; **Cylin**, *Cylindrospermopsis raciborskii*; **Staur**, *Staurastrum* sp.; **Aulac**, *Aulacoseira* sp.; **arm**, *Trachelomonas armata*; **wes**, *Microcystis wesenbergii*; **Cosm**, *Cosmarium contractum* e **dup**, *Pediastrum duplex* var. *duplex*.

Na ordenação das amostras em função da biomassa taxonômica (NMDS, stress=0.117), foi confirmada a separação das fases em três grupos. As altas riqueza e biomassa da fase Pré foram contrastadas à fase Pós. O gradiente de redução da riqueza taxonômica e biomassa foi contrastado no Enc, demonstrando a transição ocorrida durante o processo de alagamento do reservatório. Quanto ao gradiente longitudinal do rio, se observa organizações espaciais diferentes entre as fases, sugerindo uma nova organização espacial. Houve, entretanto, tendência a homogeneização durante o Enc (Figura 5).

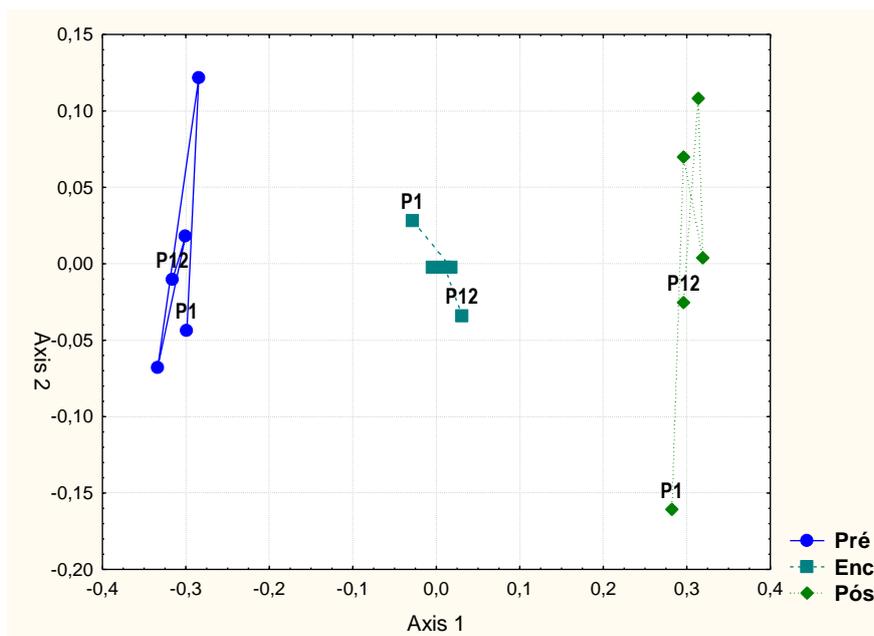


Figura 5. Representação gráfica dos dois primeiros eixos da NMDS, mostrando a distribuição espacial (P1 a P12) e temporal da estrutura das assembleias (biovolume dos táxons).

Os táxons *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira ambigua*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Staurastrum* sp. foram os que mais contribuíram para as dissimilaridades entre as fases, por apresentarem distribuições e biovolumes distintos. Estes táxons representam sozinhos, cumulativamente mais de 50% da biomassa algal do empreendimento nas três fases (Tabela 4). A lista completa dos táxons com seus devidos biovolumes e classes taxonômica e funcional encontra-se no Apêndice 1.

Tabela 4. Análise de SIMPER, dissimilaridade (%) e a média da biovolume (mm^3/L) das principais táxons responsáveis pela distinção das fases na NMDS.

| Táxon | Diss. (%) | Med. Biov. Pré. | Med. Biov. Enc. | Med. Biov. Pós |
|---|-----------|-----------------|-----------------|----------------|
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen | 18 | 0.061 | 0.021 | 0.002 |
| <i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen | 16 | 0.155 | - | - |
| <i>Cylindropermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya | 11 | 0.001 | 0.031 | 0.002 |
| <i>Staurastrum</i> sp. | 6 | 0.019 | 0.008 | 0.002 |
| <i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen | 4 | 0.031 | 0.004 | - |
| <i>Trachelomonas</i> sp. | 4 | 0.047 | - | - |
| <i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) F.Stein | 3 | 0.010 | 0.001 | 0.002 |
| <i>Drepanochloris uherkovichii</i> Marvan, Komárek & Comas | 2 | 0.008 | 0.000 | 0.000 |
| <i>Aulacoseira</i> sp. | 2 | 0.004 | 0.004 | 0.002 |
| <i>Fragilaria capucina</i> Desmazières | 1 | 0.004 | 0.002 | 0.000 |
| <i>Amphora</i> sp. | 1 | 0.006 | - | - |
| <i>Oscillatoria</i> sp. | 1 | 0.005 | 0.001 | - |

c. PADRÕES DOS GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS

Todos os 143 táxons identificados foram classificados em grupos funcionais, totalizando 27 GF baseados em Reynolds *et al.*, 2002 e Padisák *et al.*, 2009 (Tabela 5). Um total de 117 táxons foi associado a 23 GF na fase Pré, 40 táxons a 17 GF no Enc e 37 táxons associados a 14 GF no Pós (Figura 6).

Houve variação na riqueza de GF entre as fases, e de maneira análoga à riqueza taxonômica, a fase Pré permanece a fase mais rica (Figura 6). O resultado da ANOVA bifatorial aplicada à riqueza de GF não foi significativo para os pontos amostrais, mas altamente significativo para as fases (tabela 5). O teste de Tukey indicou que a fase Pré difere das demais.

Tabela 5. ANOVA multivariada bifatorial da riqueza de GF compreendendo os fatores fase (Pré, Enc e Pós) e ponto amostral.

| Atributos Grupos Funcionais fitoplanctônicos | | | |
|--|----|-------|--------|
| Riqueza GF | GL | F | P |
| Fase | 2 | 8.028 | 0.0008 |
| Ponto | 4 | 0.207 | 0.9785 |
| Fase x Ponto | 8 | 0.624 | 0.7993 |

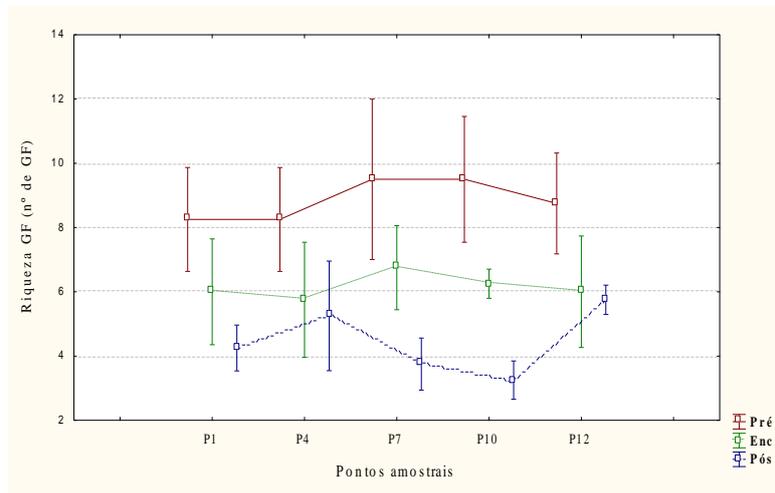


Figura 6. Distribuição longitudinal e temporal da riqueza de Grupos Funcionais.

Os GF **A**, **D**, **Y**, **H1**, **S2**, **Tc** e **Z** foram exclusivos da fase Pré. **X2** surgiu apenas no Enc e **Lm** somente no Pós (Figura 7). A redundância do GF pode ser observada a partir do número de táxons dentro dos GF, onde o grupo **J** apresentou a maior redundância, principalmente no Pré. O GF **W2** surgiu como um dos mais importantes na fase Enc e no Pós, grupo **X1** ganha importância. De maneira geral os GF **F**, **N**, **MP** e **P** foram os que obtiveram o maior número de táxons redundantes, embora tenham reduzido o número de táxons associados a eles nas fases seguintes (Figura 7 e Tabela 6).

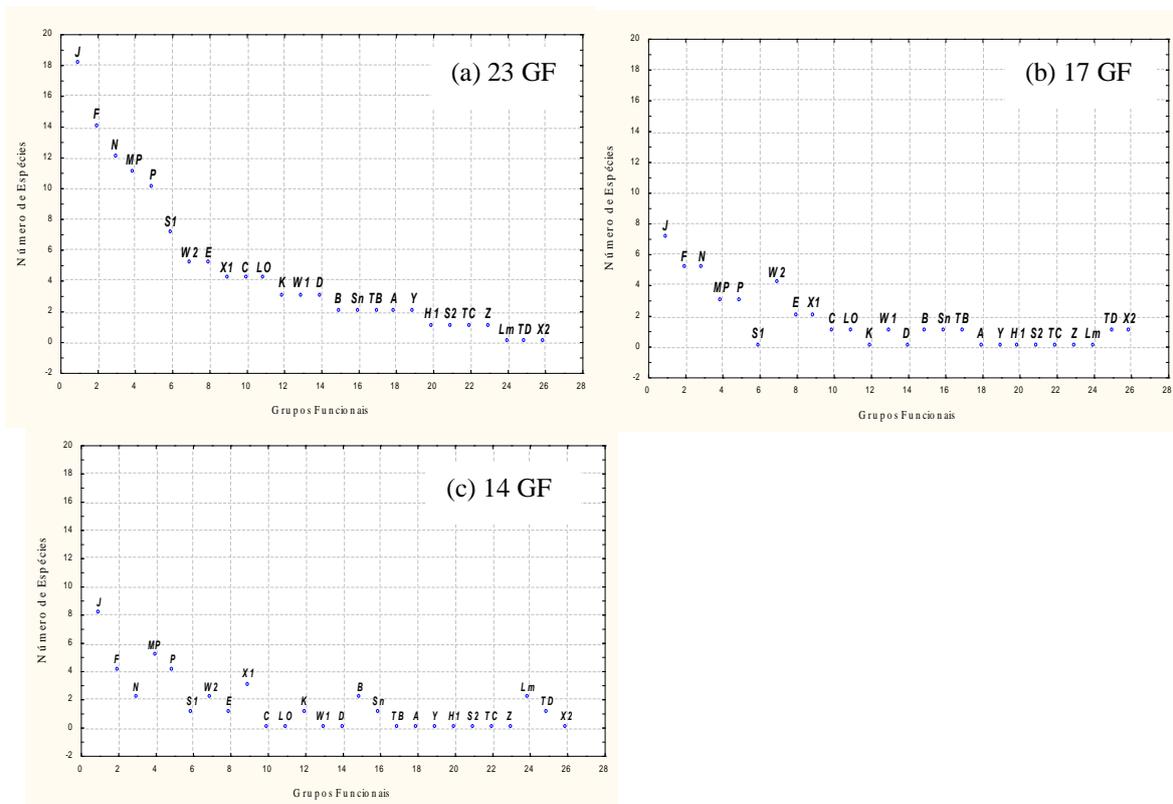


Figura 7. Número de táxons por grupo funcional fitoplanctônico nas fases (a) Pré, (b) Enc e (c) Pós. A sequência do rank se baseou na fase Pré.

Tabela 6. Grupos Funcionais (GF) fitoplanctônicos registrados por fase, seus valores médios de biovolumes (mm^3/L) e porcentagem (entre parênteses), e a descrição do GF (sensu Reynolds *et al.*, 2000; Padisák *et al.*, 2009).

| GF | Pré | Enc | Pós | Descrição |
|----|------------------|------------------|------------------|---|
| A | 0.070 (0.65) | - | - | Lagos claro, frequentemente bem misturado, pobre em nutrientes - sensíveis a deficiência de nutrientes e tolerantes ao aumento do pH. |
| B | 0.130 (1.20) | 0.006 (0.36) | 0.001 (0.37) | Lagos pequenos a médios, verticalmente misturados, mesotróficos - sensíveis a deficiência de Luz e tolerantes ao aumento do pH, depleção Si, estratificação. |
| C | 3.207 (29.57) | 0.001 (0.04) | - | Lagos pequenos a médios, misturados, eutróficos - sensíveis a deficiência de luz e C e tolerantes a exaustão de Si e estratificação. |
| D | 0.027 (0.25) | - | - | Corpos aquáticos rasos, turbidos, enriquecidos, incluindo rios - sensíveis ao escoamento e tolerantes a depleção de nutrientes |
| E | 0.379 (3.50) | 0.025 (1.57) | 0.001 (0.34) | Lagos geralmente pequenos, oligotróficos - sensíveis a condições de escassez de nutrientes, (recorrem à mixotrofia) e tolerantes a deficiência de CO ₂ . |
| F | 0.351 (3.24) | 0.006 (0.39) | 0.009 (3.14) | Epilímnio claro - sensíveis a condições de escassez de nutrientes, sensíveis a alta turbidez e tolerantes a deficiência de CO ₂ |
| H1 | 0.011 (0.10) | - | - | Nostocales fixadoras de nitrogênio - sensíveis a baixas concentrações de N e C e tolerantes a mistura, baixas condições de luz e P |
| J | 1.203 (11.09) | 0.119 (7.52) | 0.012 (4.02) | Lagos, tanques e rios rasos e enriquecidos - tolerantes a condições de baixa luz. |
| K | 0.059 (0.54) | - | 0.0008 (0.00) | Coluna d'água rasa, rica em nutrientes - tolerantes a mistura profunda. |
| Lm | - | - | 0.019 (6.60) | Epilímnio de verão em lagos eutróficos - sensíveis a concentrações muito baixas de C e tolerantes a mistura, baixas condições de luz. |
| LO | 0.032 (0.29) | 0.014 (0.88) | - | Epilímnio de verão em lagos mesotróficos - sensíveis a condições de nutrientes segregados e tolerantes a deficiência de CO ₂ , mistura prolongada ou profunda. |
| MP | 0.343 (3.16) | 0.029 (1.82) | 0.015 (5.30) | Lagos raso inorganicamente, turbidos - sensíveis a baixas condições de luz e tolerantes estratificações. |
| N | 0.964 (8.89) | 0.181 (11.38) | 0.052 (18.20) | Epilímnio mesotrófico - sensíveis a deficiência de nutrientes e tolerantes a estratificação, aumento do pH. |
| P | 1.937 (17.86) | 0.533 (33.55) | 0.085 (29.54) | Epilímnio eutrófico - sensível a luz moderada deficiência C e tolerante a estratificação, depleção de Si. |
| S1 | 0.042 (0.39) | - | 0.0002 (0.06) | Camadas de mistura turbidas - sensíveis a condições altamente deficientes de luz e tolerantes ao escoamento. |
| S2 | 0.055 (0.50) | - | - | Raso, camadas de mistura turbidas - sensíveis a condições deficientes de luz e tolerantes ao escoamento. |
| Sn | 0.030 (0.28) | 0.615 (38.69) | 0.037 (13.02) | Camadas de mistura quente - sensíveis a condições deficientes de luz e N e tolerantes ao escoamento. |
| TB | 0.005 (0.05) | 0.0003 (0.01) | - | Ambientes altamente lóticos. |
| TC | 0.175 (1.61) | - | - | Águas constantemente eutróficas, ou rios com baixo fluxo com macrófitas emergentes. |
| TD | - | 0.013 (0.82) | 0.001 (0.46) | Águas constantemente mesotróficas ou rios com baixo fluxo com macrófitas submersas. |
| W1 | 0.137 (1.26) | 0.004 (0.26) | - | Pequenos corpos de água, matéria orgânica - sensíveis a alta DBO e tolerantes a herbivoria. |
| W2 | 1.313 (12.11) | 0.036 (2.24) | 0.043 (14.92) | Lagos raso mesotróficos. |
| X1 | 0.126 (1.17) | 0.007 (0.47) | 0.011 (3.77) | Camadas de mistura rasas em condições enriquecidas - sensíveis a estratificação e tolerantes a deficiência de nutrientes, herbivoria. |
| X2 | - | 0.0001 (0.01) | - | Rasos, camadas de mistura claras, lagos meso-eutróficos - sensíveis a estratificação e tolerantes a mistura, herbivoria. |
| Y | 0.249 (2.30) | - | - | Lagos geralmente pequeno e enriquecido - sensíveis a condições de baixa luz e tolerantes fagotróficos. |
| Z | 0.0003 (0.00) | - | - | Camadas de mistura claras - sensíveis a escassez de nutrientes e tolerantes a deficiência de luz, herbivoria. |

A fase de Pré obteve biomassa quase 10 vezes maior do que as fases subsequentes, com dez grupos somando mais de 90% da biomassa total (**C, P, W2, J, N, E, F, MP, Y, Tc**), sendo que o GF **C** foi o grupo dominante contribuindo com 30% do biovolume no período, mas declina fortemente nas fases seguintes. Os biovolumes variaram entre 3,20 e 0,18 mm³/L (figura 8 a).

Na fase de Enc houve o favorecimento dos táxons que compõe o GF **Sn**, tornando-o mais importante. Houve redução da biomassa em todos os grupos, sumarizando em apenas quatro GF de maior importância (**Sn, P, J e N**). Cumulativamente, estes quatro grupos somam 84% da biomassa total do Enc, estando os demais grupos com biovolumes abaixo de 0,11 mm³/L (figura 8 b).

A fase Pós foi marcada pelo aparecimento do grupo **Lm** e o aumento no biovolume do grupo **W2**, prevalecendo à seguinte configuração dos grupos mais importantes, em ordem crescente de biovolume: **P, N, W2, Sn e Lm**. Estes somam mais de 75% da biomassa total no período, enquanto que os demais grupos registraram biovolumes abaixo de 0,016 mm³/L. (Figura 8 c). A análise de NMDS aplicada aos biovolumes dos GF confirmou a separação em três grupos de acordo com as fases, e aumento na variação espacial em Pós (Figura 9).

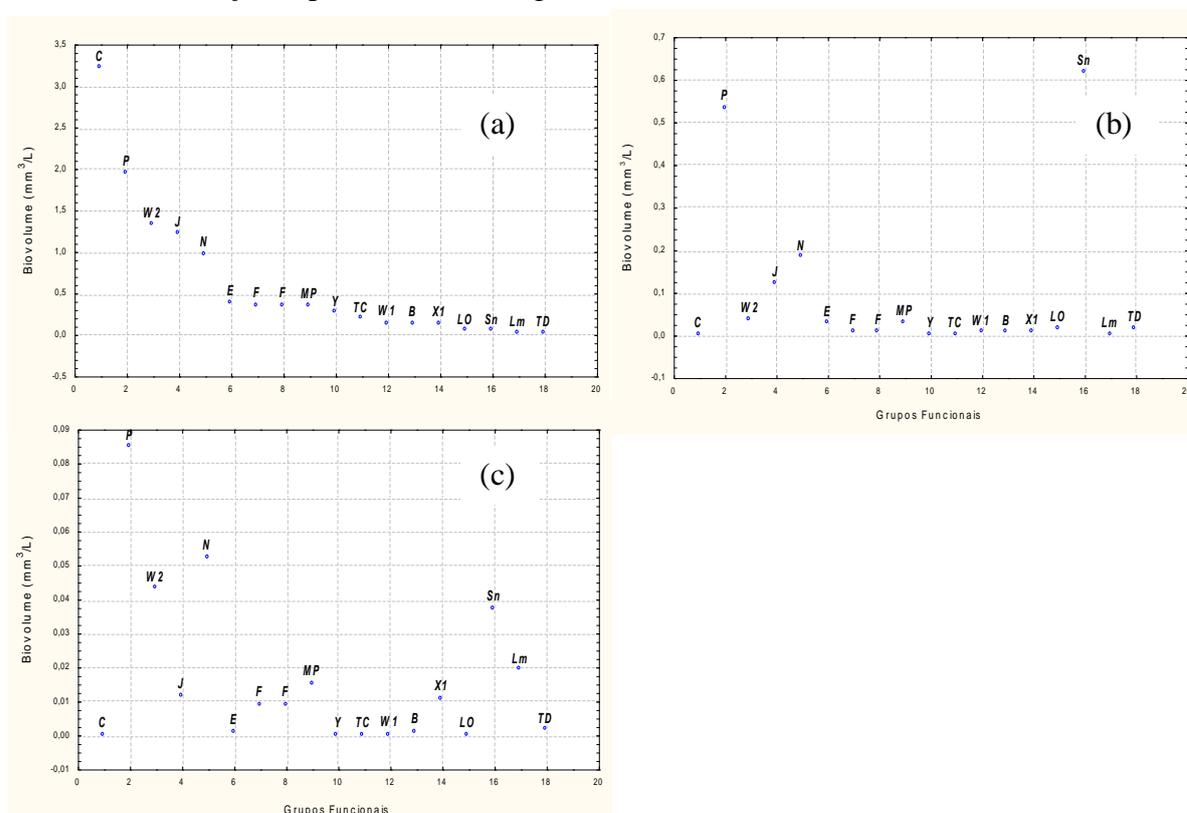


Figura 8. Rank de abundância dos biovolumes (mm³/L) grupos funcionais durante as fases Pré (a), Enc (b) e Pós (c). A sequência do rank se baseou na fase Pre.

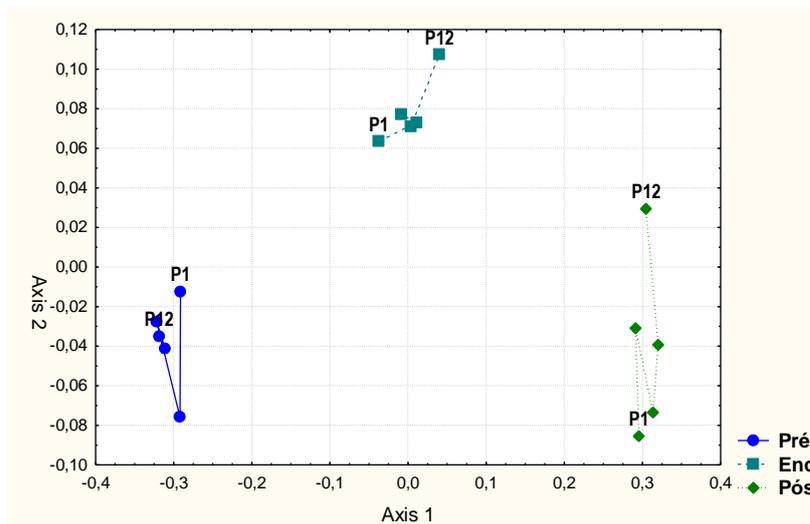


Figura 9. Representação gráfica dos dois primeiros eixos da NMDS, mostrando a distribuição espacial (P1 a P12) e temporal da estrutura das assembleias (biovolume dos GF fitoplanctônicos). Stress = 0, 095.

4. DISCUSSÃO

Neste estudo buscamos avaliar como a construção da UHE Estreito no rio Tocantins afetou a comunidade fitoplanctônica. Descobrimos que o novo regime de funcionamento fluvial, com a criação de um grande represamento, alterou a composição taxonômica e de grupos funcionais, reduziu a riqueza e a biomassa das algas. Os grupos funcionais predominantes em cada fase mostraram quais os perfis funcionais que melhor se ajustam em determinados ambientes, o que permitiu compreender a reorganização funcional da flora aquática. O barramento surgiu como um distúrbio, modificando os filtros ambientais fluviais; o ambiente apresentava características típicas de rios, com fluxo contínuo de água; entretanto, o reservatório apresenta fluxo reduzido com implicações na hidrodinâmica local. Em consequência, a composição taxonômica que compreendem a comunidade atual são todos aqueles táxons que sobreviveram ou se beneficiaram com as alterações nos filtros (Keddy, 1992). Dessa forma pode-se concluir que o reservatório da UHE-Estreito, no primeiro ano de formação, não era favorável ao desenvolvimento da assembléia fitoplanctônica, confirmado pelos fortes declínios de biovolume e riqueza taxonômica e funcional.

A barragem reduziu fortemente o biovolume e a riqueza taxonômica e dos grupos funcionais, indicado pelas diferenças significativas entre a fase Pré em comparação com as demais. Com o fechamento das comportas houve perda do fluxo fluvial com

consequente aumento de nível da água no canal principal, o que deve ter redistribuído as espécies horizontalmente e verticalmente. O fluxo fluvial desempenha um papel crucial na regulação das espécies, na disponibilidade de nutrientes e luz (Barbosa & Chicharo, 2011; Domingues *et al.*, 2012) e na produção primária (Schemel *et al.*, 2004). Além disso, houve oscilações nas concentrações de nitrogênio e fósforo, com redução de nitrogênio e um leve aumento de fósforo. Essas alterações também devem ter prejudicado o desenvolvimento dessas algas no primeiro ano do reservatório, uma vez que respondem a flutuações de recursos, tais flutuações agem como um fator limitante essencialmente as proporções de nitrogênio e fósforo tem um efeito trágico sobre a composição e biomassa fitoplanctônica (Tilman, Kilham & Kilham, 1982; Sommer, 1984; Abonyi *et al.*, 2014). Inversamente, ações antropogênicas, como as descargas provenientes da agricultura e de efluentes, podem provocar a redução da qualidade da água e o surgimento de altas densidades de algas que inviabilizariam muitos usos (Straškraba *et al.*, 1993). Dessa forma faz se necessário o gerenciamento dessas atividades, principalmente tendo em vista a expansão da monocultura nesta região, que futuramente poderão induzir mudanças na flora do reservatório.

O estudo também registrou a reorganização na estrutura das assembleias de fitoplâncton, com um novo arranjo na composição de espécies e de GF, sugerindo a atuação de filtros ambientais diferentes em cada fase. Assim, a espécie e GF que dominou na fase Pré (*Aulacoseira ambigua* – GF **C**) está associada a águas turvas, dependentes da turbulência para permanecer na zona eufótica (Kilham, Kilham & Hecky, 1986), ambientes bem misturados, e sensíveis a estratificação (Reynolds *et al.*, 2002), o decréscimo desse GF no período de Pós, pode estar associado a perda por sedimentação, devido as alterações no regime de mistura (Padisák *et al.*, 2003). No Enchimento, as condições meso-eutrófica e altas temperaturas da água, já apresentadas no Pré, mas que associadas à expansão da coluna d'água na fase Enc proporcionaram um aumento rápido e passageiro do GF **Sn** (*Cylindrospermopsis raciborskii*) associados a ambientes quentes, bem misturados (Padisák *et al.*, 2009) e ricos em nutrientes (Gemelgo, Mucci & Navas-Pereira, 2014); vindo a decrescer juntamente com os níveis de trofia no primeiro ano do reservatório. Nesse momento, a espécie *C. raciborskii* perdeu dominância e este novo ambiente passou a ser representado por vários táxons e GFs (*Aulacoseira* sp. e *Aulacoseira granulata* var. *granulata* – GF **P**; *Staurastrum* sp. – GF **N**; *Trachelomonas armata* – GF **W2**; *Cylindrospermopsis raciborskii* – GF **Sn** e *Microcystis wesenbergii* - GF **Lm**), todas com biovolumes muito baixos sugerindo co-

dominância. Estas espécies estão ligadas a ambientes eutróficos e apresenta tolerância a estratificação (GF **P**), sendo sensível a deficiência de nutrientes e aumento do pH (GFs **N** e **Lm**), usualmente habita lagos rasos mesotróficos (GF **W2**) (Reynolds et al., 2002), dessa forma o desenvolvimento taxonômico da fase Pós, pode estar associado as baixas concentrações de nutrientes, a qual deve ter limitando o crescimento algal e impedido a dominância. Além disso, a nova morfologia fluvial também deve ter influenciado na reorganização da composição taxonômica e GFs, visto que a formação das zonas lânticas com maior tempo de retenção da água provavelmente influenciaram na seleção dos filtros ambientais que estruturam a comunidade do fitoplâncton (Souza *et al.*, 2016). No entanto, a eficiência da regulação ambiental depende não apenas das variáveis ambientais, mas também das diferentes estratégias adaptativas das algas planctônicas (Padisák *et al.*, 2009; Kruk *et al.*, 2010; Xiao *et al.*, 2011).

Nossos resultados mostram que houve sucessão fitoplanctônica do Pré para Pós uma vez que o GF dominante do Pré foi **C** e no Pós foram **P**, **N**, **W2**, **Sn**, **Lm**. Se o reservatório permanecer oligotrófico os GFs **P**, **N**, **W2**, **Lm** e **Sn** devem permanecer, em baixas densidades, ao contrário, se houver eutrofização, prevê-se que um destes grupos deve dominar a flora, sendo que os grupos **Lm** e **Sn** são os mais adaptados a condições eutróficas tropicais. A colonização do reservatório recém-formado poderá ser por espécies típicas de sua bacia de drenagem (Atkinson, 1988), muitas permanecem em baixa densidade, mas se houver alteração nos filtros, estas podem encontrar condições para proliferar vice-versa com as espécies que dominavam o sistema.

Apesar de as variações provocadas pela transformação rio-reservatório terem sido mais importantes do que as diferenças longitudinais na determinação da estrutura da comunidade, evidenciado na ANOVA, foram observadas tendências de ambientes mais homogêneos no Pré, com maiores variações no Pós, demonstrado pelas análises de NMDS, sugerindo que as assembleias fitoplanctônicas locais no Pré eram mais semelhantes entre si, mas com a formação do reservatório houve aumento da dissimilaridade no Pós. A PCA das variáveis ambientais também evidenciou padrão longitudinal de montante para jusante nas fases Enc e Pós, sugerindo a diferenciação em gradientes longitudinais com características distintas. Estes gradientes, causados pelas mudanças na hidrologia do rio, desenvolvem a partir da barragem, zona lacustre, com características lânticas, mais profundas e largas, baixa riqueza e oligotrófica; zona de transição, mostrando características intermediárias e; zona de rio, mais estreita, mais rasa, alta riqueza e mais eutrófica (Kimmel, Lind & Paulson, 1990; Agostinho, Pelicice

& Gomes, 2008a). Esses padrões dependem ainda das características de enchimento (e.g. limpeza das margas do rio) e das inter-relações que se estabelecerem entre o reservatório e a bacia de drenagem, e poderão se tornar mais significativas à medida que o reservatório envelhece (Matsumura Tundisi *et al.*, 1991). Não se observou marcadamente este gradiente longitudinal na reorganização fitoplanctônica, provavelmente porque todas as assembléias de algas foram prejudicadas em todo o represamento com os declínios de biovolumes e riqueza. Além disso a morfologia (área relativamente pequena e pouco profunda) e a hidrologia (baixo tempo de retenção) não favorecem a formação de zonação.

Em conclusão a barragem de Estreito no médio rio Tocantins, alterou os filtros ambientais e reestruturou a comunidade fitoplanctônica local em termos taxonômicos e funcionais, e evidenciou, por meio da análise funcional, que se houver o enriquecimento de suas águas o ambiente continuará perdendo espécies e poderá vir a ser dominado por poucos GF como **Sn** e **Lm**, que são grupos especializados em ambientes eutrofizados. Conseqüentemente, o gerenciamento e o manejo de atividades em torno do reservatório que limitem as entradas de poluentes fazem se necessários, além do permanente monitoramento da qualidade de suas águas. O fitoplâncton autotrófico é essencial para a produção ecossistêmica aquática, consiste no principal produtor primário, sustenta a base da cadeia alimentar (Straškraba *et al.*, 1993) e contribui com o fluxo do oxigênio dentro do sistema (Henry, 1992), mas o excesso de algas no ambiente, essencialmente de cianobactérias, tem provocado danos ecológicos e econômicos, com risco potencial para a saúde humana, uma vez que muitas cianobactérias são capazes de produzir toxinas (Carmichael, 1997; Errera & Campbell, 2011). Além disso, as cianobactérias representam uma fonte de alimento indesejável para níveis tróficos mais elevados, enquanto que uma comunidade baseada em diatomáceas geralmente contribui para grandes populações de peixes (Officer & Ryther, 1980). Dessa forma a preservação das matas ciliares, monitoramento de encostas, tratamento de efluentes, adequado manejo do solo e agricultura ambientalmente correta em seu entorno poderão evitar problemas relacionados degradação da qualidade de suas águas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abonyi A., Leitão M., Stanković I., Borics G., Várbió G. & Padišák J. (2014) A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators* **46**, 11–22.
- Agostinho A.A., Gomes L.C., Santos N.C.L., Ortega J.C.G. & Pelicice F.M. (2016) Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* **173**, 26–36.
- Agostinho A.A., Pelicice F.M. & Gomes L.C. (2008a) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia* **68**, 1119–1132.
- Agostinho C.S., Pelicice F.M. & Marques E.E. (2009) *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*, RiMa. São Carlos.
- Agostinho C.S., Pelicice F.M. & Marques E.E. (2008b) *RESERVATÓRIO DE PEIXE ANGICAL: BASES ECOLÓGICAS PARA O MANEJO DA ICTIOFAUNA*. Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional.
- ANA (2009) *Plano estratégico de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia : relatório síntese*. Brasília.
- APHA/AWWA/WEF (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st edn. Washington.
- Atkinson K. (1988) The Initial Development of Net Phyto- plankton in Cow Green reservoir (Upper Teesdale), A New Im- poundment in Northern England. In: *Algae and the Aquatic Environment*. (Ed. F.E. Round), p. xx,460p.
- Barbosa A.B. & Chícharo M.A. (2011) *Hydrology and Biota Interactions as Driving Forces for Ecosystem Functioning*. Elsevier Inc.
- Beyruth Z. (2000) Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, Sao Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia* **424**, 51–65.
- Bicudo C.E.M. & Menezes M. (2006) *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. Editora RIMA, São Carlos.
- Brasil - Agência Nacional de Água - ANA (2017) Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia. <http://www2.ana.gov.br>.
- Carmichael W.W. (1997) *The cyanotoxins*.
- Cetesb (2011) Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras - Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos. *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*, 326p.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., *et al.* (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature* **405**, 234–242.
- Devic G. (2015) Environmental Impacts of Reservoirs. In: *Environmental Indicators*.

- (Eds R.H. Armon & O. Hänninen), pp. 561–575.
- Domingues R.B., Barbosa A.B., Sommer U. & Galvão H.M. (2012) Phytoplankton composition, growth and production in the Guadiana estuary (SW Iberia): Unraveling changes induced after dam construction. *Science of the Total Environment* **416**, 300–313.
- Errera R.M. & Campbell L. (2011) Osmotic stress triggers toxin production by the dinoflagellate *Karenia brevis*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**, 17723–17724.
- Esteves F.D.A. (2011) *Fundamentos de Limnologia*, 3^a. Rio de Janeiro.
- Gemelgo M., Mucci J. & Navas-Pereira D. (2014) Ribeirão Parelheiros Na Melhoria De Qualidade Das Águas Que Afluem À Represa Do Guarapiranga , São Paulo. *Diatom Research* **18**, 37–41.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. 9.
- Henry R. (1992) The Oxygen Deficit in Jurumirim (Paranapanema Reservoir). *Jpn. J. Limnol* **53**, 379–384.
- Keddy P.A. (1992) A pragmatic approach to functional ecology. *Functional Ecology* **6**, 621–626.
- Kilham P., Kilham S.S. & Hecky R.E. (1986) Hypothesized resource relationships among African planktonic diatoms. *Limnology and Oceanography* **31**, 1169–1181.
- Kimmel B.L., Lind O.T. & Paulson L.J. (1990) Reservoir Primary Production. In: *Reservoir limnology: ecological perspectives*. (Ed. F.P. KW. Thornton, BL. Kimmel), p. 246. New York.
- Kruk C., Huszar V.L.M., Peeters E.T.H.M., Bonilla S., Costa L., Lüring M., *et al.* (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* **55**, 614–627.
- Margalef R. (1978) Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* **1**, 493–509.
- McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E. & Westoby M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* **21**, 178–185.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente & Secretaria de Recursos Hídricos. (2006) *Caderno da região hidrográfica Tocantins - Araguaia*.
- Mouillot D., Graham N.A.J., Villéger S., Mason N.W.H. & Bellwood D.R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* **28**, 167–177.
- Officer C. & Ryther J. (1980) The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* **3**, 83–91.
- Padisák J., Borics G., Fehér G., Grigorszky I., Oldal I., Schmidt A., *et al.* (2003) Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes.

- Hydrobiologia* **502**, 157–168.
- Padisák J., Crossetti L.O. & Naselli-Flores L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia* **621**, 1–19.
- Pelicice F.M., Pompeu P.S. & Agostinho A.A. (2015) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* **16**, 697–715.
- Reynolds C.S. (2006) *Ecology of Phytoplankton ecology, biodiversity, and conservation*.
- Reynolds C.S. (1999) Modelling phytoplankton dynamics and its application to lake management. *Hydrobiologia* **396**, 123–131.
- Reynolds C.S. (1997) Reynolds C.S. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **77**, 919.
- Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli L. & Melo S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton.
- Salmaso N., Naselli-Flores L. & Padisák J. (2015) Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* **60**, 603–619.
- Salmaso N. & Padisák J. (2007) Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* **578**, 97–112.
- Schemel L.E., Sommer T.R., Müller-Solger A.B. & Harrell W.C. (2004) Hydrologic variability, water chemistry, and phytoplankton biomass in a large floodplain of the Sacramento River, CA, U.S.A. *Hydrobiologia* **513**, 129–139.
- Sioli H. (1984) *The Amazon : limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Junk Publ, Dordrecht.
- Sommer U. (1984) The paradox of the plankton: Fluctuations of phosphorus availability maintain diversity of phytoplankton in flow-through cultures. *Limnology and Oceanography* **29**, 633–636.
- Souza D.G., Bueno N.C., Bortolini J.C., Rodrigues L.C., Bovo-Scomparin V.M. & Souza Franco G.M. (2016) Phytoplankton functional groups in a subtropical Brazilian reservoir: responses to impoundment. *Hydrobiologia* **779**, 47–57.
- Straškraba M., Tundisi J.G. & Duncan A. (1993) *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*.
- Tilman D., Kilham S.S. & Kilham P. (1982) Phytoplankton Community Ecology: The Role of Limiting Nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**, 349–372.
- Tundisi J.G. & Matsumura-Tundisi T. (2003) Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: The experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia* **500**, 231–242.

- Villéger S., Ramos Miranda J., Flores Hernández D. & Mouillot D. (2010) Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications* **20**, 1512–1522.
- Xiao L.J., Wang T., Hu R., Han B.P., Wang S., Qian X., *et al.* (2011) Succession of phytoplankton functional groups regulated by monsoonal hydrology in a large canyon-shaped reservoir. *Water Research* **45**, 5099–5109.
- 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**, 001–011.

6. APÊNDICE 1

Relação dos grupos funcionais, táxons associados e biovolumes (mm^3/L), inventariados no rio Tocantins durante as fases de Pré-enchimento, Enchimento e Pós-enchimento da UHE-Estreito.

Apêndice 1: Relação dos grupos funcionais, táxons associados e biovolumes (mm³/L), inventariados no rio Tocantins durante as fases de Pré-enchimento, Enchimento e Pós-enchimento da UHE-Estreito.

| GF | Spp | Grupo Taxonômico | Pré | Enc | Pós |
|----|--|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| A | <i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) R.Ross | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Thalassiosira</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.03638 | 0 | 0 |
| | <i>Urosolenia eriensis</i> (H.L.Smith) Round & R.M.Crawford | Bacillariophyceae | 0.033915 | 0 | 0 |
| B | <i>Cyclotella</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.1156965 | 0.0055737 | 0.0006756 |
| | <i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow | Bacillariophyceae | 0.0138257 | 0 | 0.000395 |
| | <i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| C | <i>Aulacoseira alpigena</i> (Grunow) Krammer | Bacillariophyceae | 0.0258945 | 0 | 0 |
| | <i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen | Bacillariophyceae | 2.928321 | 0 | 0 |
| | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Otto Müller) Simonsen | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing | Bacillariophyceae | 0.0339293 | 0.0006283 | 0 |
| D | <i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Encyonema</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.007088 | 0 | 0 |
| | <i>Nitzschia</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.0053935 | 0 | 0 |
| | <i>Synedra goulardii</i> BrébissonexCleve&Grunow | Bacillariophyceae | 0.01501 | 0 | 0 |
| E | <i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof | Chrysophyceae | 0.029786 | 0.0201776 | 0.0009608 |
| | <i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof | Chrysophyceae | 0.1351127 | 0 | 0 |
| | <i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg | Chrysophyceae | 0.1950505 | 0.0028825 | 0 |
| | <i>Dinobryon</i> sp. | Chrysophyceae | 0.0124909 | 0 | 0 |
| | <i>Mallomonas</i> sp. | Chrysophyceae | 0.0069324 | 0 | 0 |
| | <i>Ankistrodesmus</i> sp. | Chlamydephyceae | 0.0268375 | 0 | 0 |
| F | <i>Asterococcus limneticus</i> G.M.Smith | Chlorophyceae | 0.0572572 | 0 | 0 |
| | <i>Botryococcus braunii</i> Kützing | Chlorophyceae | 0.0143286 | 0 | 0 |
| | <i>Botryococcus</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0.0002995 | 0.0002995 |
| | <i>Dictyosphaerium granulatum</i> Hindák | Chlorophyceae | 0.0008262 | 0.0017442 | 0 |
| | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood | Chlorophyceae | 0.02463 | 0 | 0 |
| | <i>Dictyosphaerium</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0.001054 | 0 |
| | <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz | Chlorophyceae | 0.04396 | 0 | 0.00314 |
| | <i>Elakatothrix gelifacta</i> (Chodat) Hindák | Chlorophyceae | 0.011594 | 0 | 0 |
| | <i>Eutetramorus</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 4.712E-05 | 0 |
| | <i>Micractinium pusillum</i> Fresenius | Chlorophyceae | 0.023902 | 0 | 0 |
| | <i>Nephrocytium schilleri</i> (Kammerer) Comas González | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0.0038894 |

| GF | Spp | Grupo Taxonômico | Pré | Enc | Pós |
|----|--|------------------|-----------|-----------|-----------|
| F | <i>Nephrocytium</i> sp. | Chlorophyceae | 0.00356 | 0 | 0 |
| | <i>Oocystis lacustris</i> Chodat | Chlorophyceae | 0.019432 | 0.0029148 | 0 |
| | <i>Oocystis</i> sp. | Chlorophyceae | 0.051463 | 0 | 0 |
| | <i>Planktosphaeria</i> sp. | Chlorophyceae | 0.023034 | 0 | 0 |
| | <i>Selenastrum gracile</i> Reinsch | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0.001666 |
| | <i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korshikov) Bourrelly | Chlorophyceae | 0.042772 | 0 | 0 |
| | <i>Sphaerocystis</i> sp. | Chlorophyceae | 0.007581 | 0 | 0 |
| H1 | <i>Aphanizomenon</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0108225 | 0 | 0 |
| J | <i>Acanthosphaera cf. zachariasii</i> (Lemmermann) | Chlamydoephyceae | 0.0099484 | 0 | 0 |
| | <i>Centrtractus belonophorus</i> (Schmidle) Lemmermann | Xanthophyceae | 0.03332 | 0 | 0 |
| | <i>Coelastrum microporum</i> Nägeli | Chlorophyceae | 0.008888 | 0 | 0 |
| | <i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle | Chlorophyceae | 0.0169216 | 0 | 0 |
| | <i>Coelastrum reticulatum</i> var. <i>cubanum</i> (Naded) | Chlorophyceae | 0.0241248 | 0.0248787 | 0.0007539 |
| | <i>Coelastrum</i> sp. | Chlorophyceae | 0.001667 | 0 | 0 |
| | <i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.Hegewald (<i>Scenedesmus armatus</i> (Chodat) Chodat) | Chlorophyceae | 0.0042603 | 0 | 0 |
| | <i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E. Hegewald | Chlorophyceae | 0.265918 | 0 | 0 |
| | <i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko | Chlorophyceae | 0.0013412 | 0 | 0 |
| | <i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0.001047 |
| | <i>Desmodesmus</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E. Hegewald | Chlorophyceae | 0.005556 | 0.0008334 | 0.0002778 |
| | <i>Drepanochloris uherkovichii</i> Marvan, Komárek & Comas | Chlorophyceae | 0.16328 | 0 | 0.00157 |
| | <i>Isthmochloron</i> sp. | Xanthophyceae | 0 | 0.001893 | 0 |
| | <i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen | Chlorophyceae | 0.612094 | 0.087442 | 0 |
| | <i>Pediastrum</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Phythelios viridis</i> Frenzel | Chlorophyceae | 0 | 8.682E-05 | 0 |
| | <i>Quadrigula closterioides</i> (Bohlin) Printz | Chlorophyceae | 0.001388 | 0 | 0.000347 |

| GF | Spp | Grupo Taxonômico | Pré | Enc | Pós |
|--|---|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| J | <i>Scenedesmus bernardii</i> G.M. Smith | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0.0008397 |
| | <i>Scenedesmus brevispina</i> (G.M.Smith) Chodat | Chlorophyceae | 0.009695 | 0 | 0 |
| | <i>Scenedesmus linearis</i> Komárek | Chlorophyceae | 0.0019617 | 0 | 0 |
| | <i>Scenedesmus</i> sp. | Chlorophyceae | 0.0011616 | 0.0019747 | 0.0010571 |
| | <i>Schizochlamys</i> cf. <i>gelatinosa</i> A.Braun in Kützing | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Stauridium tetras</i> (Ehrenb.) E. Hegew. | Chlorophyceae | 0.0247371 | 0.0017491 | 0 |
| | <i>Tetrachlorella incerta</i> Hindák | Chlorophyceae | 0.0117 | 0 | 0 |
| | <i>Tetrastrum</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0.005626 |
| <i>Westellabotryoides</i> (West) De Wildeman | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0 | |
| K | <i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S. West | Cyanophyceae | 0.044225 | 0 | 0 |
| | <i>Aphanocapsa</i> sp. | Cyanophyceae | 0.014616 | 0 | 0 |
| | <i>Epigloeosphaera brasílica</i> Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková | Cyanophyceae | 0 | 0 | 0.000753 |
| <i>Synechocystis</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0002476 | 0 | 0 | |
| L | <i>Microcystis</i> sp. | Cyanophyceae | 0 | 0 | 0.0011 |
| | <i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek | Cyanophyceae | 0 | 0 | 0.0178064 |
| LO | <i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann | Cyanophyceae | 0.0004282 | 0 | 0 |
| | <i>Chroococcus</i> sp. | Cyanophyceae | 0.003042 | 0 | 0 |
| | <i>Merismopedia</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0005442 | 0 | 0 |
| | <i>Peridinium</i> sp. | Dinophyceae | 0.0278866 | 0.0139433 | 0 |
| MP | <i>Amphora</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.1225196 | 0 | 0 |
| | <i>Anomooneis sphaerophora</i> Pfitzer | Bacillariophyceae | 0.0102071 | 0 | 0.0034024 |
| | <i>Capartogramma crucicola</i> (Grunow ex Cleve) | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Cosmioneis</i> sp. | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) D.M. Williams & Round | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Eunotia</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.0048735 | 0 | 0 |
| | <i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Gyrosigma</i> sp. | Bacillariophyceae | 0 | 0.0007318 | 0 |
| | <i>Navicula</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.032994 | 0 | 0.0003055 |

| GF | Spp | Grupo Taxonômico | Pré | Enc | Pós |
|--------------------------------------|---|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| MP | <i>Oscillatoria limosa</i> C.AgardhexGomont | Cyanophyceae | 0.0118973 | 0 | 0 |
| | <i>Oscillatoria</i> sp. | Cyanophyceae | 0.107752 | 0.026938 | 0 |
| | <i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0.003559 |
| | <i>Pinnularia</i> sp. | Bacillariophyceae | 0 | 0.0013432 | 0 |
| | <i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher | Cyanophyceae | 0.0018915 | 0 | 0.0006305 |
| | <i>Pseudanabaena</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0020837 | 0 | 0 |
| | <i>Sellaphora</i> sp. | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Surirella linearis</i> W.Smith | Bacillariophyceae | 0.036464 | 0 | 0 |
| | <i>Surirella</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.0109395 | 0 | 0.007293 |
| <i>Tryblionella victoriae</i> Grunow | Bacillariophyceae | 0.001215 | 0 | 0 | |
| N | <i>Actinotaenium</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.0140995 | 0 | 0 |
| | <i>Cosmarium contractum</i> O.Kirchner | Zygnemaphyceae | 0 | 0.008095 | 0.008095 |
| | <i>Cosmarium</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.0076266 | 0.0010895 | 0 |
| | <i>Spondylosium panduriforme</i> (Heimerl) Teiling | Zygnemaphyceae | 0.006992 | 0 | 0 |
| | <i>Spondylosium</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.0308762 | 0 | 0 |
| | <i>Staurastrum</i> cf. <i>inversenii</i> Nygaard | Zygnemaphyceae | 0.030096 | 0 | 0 |
| | <i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt | Zygnemaphyceae | 0.127908 | 0 | 0 |
| | <i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs | Zygnemaphyceae | 0.176648 | 0 | 0 |
| | <i>Staurastrum</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.3783472 | 0.1518037 | 0.044063 |
| | <i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs | Zygnemaphyceae | 0.0380708 | 0 | 0 |
| | <i>Stauroidesmus</i> cf. <i>mamillatus</i> (Nordstedt) Teiling | Zygnemaphyceae | 0.02205 | 0 | 0 |
| | <i>Stauroidesmus dickiei</i> (Ralfs) S. Lillieroth | Zygnemaphyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Stauroidesmus</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.0528 | 0.0132 | 0 |
| | <i>Teilingia</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0 |
| <i>Xanthidium</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.078288 | 0 | 0 | |
| P | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen | Bacillariophyceae | 1.2175281 | 0.4145705 | 0.0349112 |
| | <i>Aulacoseira</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.086565 | 0.068655 | 0.046566 |
| | <i>Closteriopsis acicularis</i> (Chodat) J. H.Belcher & Swale | Chlorophyceae | 0.0678656 | 0 | 0 |
| | <i>Closteriopsis longissima</i> (Lemmermann) Lemmermann | Chlorophyceae | 0.0019304 | 0 | 0 |
| | <i>Closteriopsis</i> sp. | Chlorophyceae | 0.03646 | 0 | 0 |
| | <i>Closterium parvulum</i> Nägeli | Zygnemaphyceae | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Closterium</i> sp. | Zygnemaphyceae | 0.23034 | 0 | 0 |

| GF | Spp | Grupo Taxonômico | Pré | Enc | Pós |
|-----------|---|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| P | <i>Fragilaria capucina</i> Desmazières | Bacillariophyceae | 0.0723128 | 0.0449946 | 0.001607 |
| | <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton | Bacillariophyceae | 0.0597937 | 0 | 0 |
| | <i>Fragilaria pectinalis</i> (O.F.Müller) Lyngbye. | Bacillariophyceae | 0.035404 | 0 | 0 |
| | <i>Fragilaria</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.120582 | 0 | 0.001566 |
| S1 | <i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh) Gomont | Cyanophyceae | 0.0012903 | 0 | 0.000172 |
| | <i>Geitlerinema</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0150248 | 0 | 0 |
| | <i>Jaaginema pseudogeminatum</i> (G.Schmid) Anagnostidis & Komárek | Cyanophyceae | 0.003456 | 0 | 0 |
| | <i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek | Cyanophyceae | 0.0003562 | 0 | 0 |
| | <i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg | Cyanophyceae | 0.0018968 | 0 | 0 |
| | <i>Planktolyngbya</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0027399 | 0 | 0 |
| | <i>Planktothrix</i> sp. | Cyanophyceae | 0.017521 | 0 | 0 |
| S2 | <i>Spirulina subsalsa</i> Oersted ex Gomont | Cyanophyceae | 0 | 0 | 0 |
| SN | <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & SubbaRaju | Cyanophyceae | 0 | 0.478065 | 0.0373013 |
| | <i>Cylindrospermopsis</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0126875 | 0 | 0 |
| TB | <i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg | Bacillariophyceae | 0.0017375 | 0 | 0 |
| | <i>Gomphonema</i> sp. | Bacillariophyceae | 0.0032952 | 0.0002354 | 0 |
| | <i>Surirella angusta</i> Kützing | Bacillariophyceae | 0 | 0 | 0 |
| TC | <i>Phormidium</i> sp. | Cyanophyceae | 0.175053 | 0 | 0 |
| TD | <i>Cylindrocystis brebissonii</i> (Ralfs) De Bary | Zygnemaphyceae | 0 | 0 | 0.001309 |
| | <i>Hyalotheca dissiliens</i> Brébisson ex Ralfs | Zygnemaphyceae | 0 | 0.0065021 | 0 |
| W1 | <i>Euglena acus</i> var. <i>acus</i> (Brons.) Ehrenberg | Euglenophyceae | 0 | 0.0040639 | 0 |
| | <i>Euglena</i> sp. | Euglenophyceae | 0.0867298 | 0 | 0 |
| | <i>Gonium formosum</i> Pascher | Chlorophyceae | 0.0001553 | 0 | 0 |
| | <i>Gonium</i> sp. | Chlorophyceae | 0.04991 | 0 | 0 |
| W2 | <i>Strombomonas</i> sp. | Euglenophyceae | 0.0067484 | 0.0016871 | 0 |
| | <i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) F.Stein | Euglenophyceae | 0.1910093 | 0.0125664 | 0.0392072 |
| | <i>Trachelomonas robusta</i> Svirenko | Euglenophyceae | 0.098835 | 0 | 0 |
| | <i>Trachelomonas</i> sp. | Euglenophyceae | 0.880542 | 0.0060066 | 0 |
| | <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg | Euglenophyceae | 0.058311 | 0.008835 | 0.003534 |
| | <i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein | Euglenophyceae | 0 | 0.0027435 | 0 |

| GF | Spp | Grupo Taxonômico | Pré | Enc | Pós |
|----|---|------------------|-----------|-----------|-----------|
| X1 | <i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek | Chlamydomphyceae | 0.10722 | 0 | 0 |
| | <i>Chlorella</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0 | 0.0092544 |
| | <i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák | Chlorophyceae | 0.00588 | 0.0067032 | 0.0012348 |
| | <i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková-Legnerová | Chlorophyceae | 0 | 0.0003553 | 0.0003109 |
| | <i>Monoraphidium</i> sp. | Chlorophyceae | 0.012349 | 0 | 0 |
| | <i>Schroederia</i> cf. <i>antillarum</i> Komárek | Chlorophyceae | 0.000988 | 0 | 0 |
| X2 | <i>Chlamydomonas</i> sp. | Chlorophyceae | 0 | 0.0001138 | 0 |
| Y | <i>Cryptomonas</i> sp. | Cryptophyceae | 0.1157774 | 0 | 0 |
| | <i>Gymnodinium</i> sp. | Dinophyceae | 0.1024406 | 0 | 0 |
| Z | <i>Synechococcus</i> sp. | Cyanophyceae | 0.0003057 | 0 | 0 |