



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E RECURSOS
AQUÁTICOS TROPICAIS**

MARCELO FRANCISCO DA SILVA

**ECOLOGIA ESPACIAL E FUNCIONAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA NO MÉDIO CURSO DO RIO TOCANTINS**

**BELÉM
2016**

MARCELO FRANCISCO DA SILVA

ECOLOGIA ESPACIAL E FUNCIONAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA NO MÉDIO CURSO DO RIO TOCANTINS

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais: área Aquicultura ou Recursos Aquáticos Tropicais, para obtenção do título de Mestre. Orientador: Prof. Dr. Eduardo Tavares Paes

BELÉM
2016

MARCELO FRANCISCO DA SILVA

ECOLOGIA ESPACIAL E FUNCIONAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA NO MÉDIO CURSO DO RIO TOCANTINS

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais, para obtenção do título de Mestre

Aprovado em ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Eduardo Tavares Paes - UFRA - Presidente
Doutor em Oceanografia (Oceanografia Biológica)

Dr. José Eduardo Martinelli Filho - UFPA- titular
Doutor em Oceanografia (Oceanografia Biológica)

Dr. André Luiz Perez Magalhães - UFPA- titular
Doutor em Biologia Ambiental

Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos - UFPA - titular
Doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Dr. Fábio Campos Pamplona Ribeiro - UFRA - suplente
Doutor em Biologia Marinha

*Ao Caos e a Ordem, força promotoras da centelha divina que
origina o maior bem de todos, a vida;*

*Aos meus pais †Aldir e Iris, por todo o incentivo, apoio e
ensinamentos de hoje e sempre;*

*A minhas irmãs Renata e Anita, pela força, apoio e
empurrões ao longo dessa jornada;*

*A minha esposa Maria, pela dedicação e amor
incondicional a família que construímos;*

*A minhas filhas Marília, Marcela e Marina
pelo simples fato de existirem
e darem sentido ao hoje.*

Parafraseando Sá-Neto, peço licença a seu Gil...

*Agradecimento parece meio torto
É falar de um jeito meio morto
Agradecimento verdadeiro vem
de dentro
Então, Agradeço desse jeito
Meio louco, mas do fundo do peito.*

*Alô Alô Realengo
Aquele abraço!
Alô minha linda família Silva
Aquele abraço!
Alô, Minha esposa e filhas
Beijos e Abraços!
É por vocês que continuo
Fazendo o que faço!
E por isso vou andando
Não marco passo!*

*Alô, Povo do aqui da UFRA
Aquele Abraço!
Um especial para o LEMOPA
E agregados!
Para o Geovanny grande irmão
Aquele abraço!
Para quem começou comigo
Aquele Abraço!
Para o colega que ficou
Tô solidário!*

*E para o povo do Maranhão
Aquele Abraço!
E pros amigos lá da UEMA
Aquele Abraço!
Alô, meus orientandos
Volto pro passo!*

*Para meu grande orientador
Um forte Abraço!
Para você que me ajudou*

*Aquele abraço!
E para você que me ensinou
Aquele abraço!
Aos Heróis dessas Coletas
Sozinho não faço!*

*A UEMA pela Bolsa
Aquele Abraço!
E pra quem viu minha defesa
Aquele Abraço!
E para banca ali presente
Diga lá, o que que eu faço?*

*Alô, você que leu o meu texto
Aquele abraço!
Pra você que ainda não ô leu...
Essa rima eu passo!
Pra você que o entendeu
Cite e repasse!*

*Para todos com quem vivi
Aquele Abraço!
Para todos com quem bebi
Pasmem, não foi fiado!
Para todos com quem eu ri
Eternos palhaços!*

*E pra você que eu me esqueci...
Vixe!, foi mal ...
Aquele Abraço!!!!*

às vezes eu acho que o sinal mais
evidente de que existe vida
inteligente em algum lugar do
universo, é o de que ninguém até
agora tentou entrar em conta-
to conosco.



Bill Watterson

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fotomicrografia sob contraste de fase dos principais representantes do zooplâncton Límnico: A – Rotífero; B – Cladóceros; C – Copépodo.	19
Figura 2 – Conhecimento sobre a comunidade zooplanctônica do rio Tocantins.	20
Figura 3 – Principais tipos de traços funcionais do fitoplâncton	24
Figura 4 – Traços funcionais do zooplâncton.	25
Figura 5 - Localização do reservatório da UHE de Estreito na Bacia Tocantins-Araguaia. ...	27
Figura 6 - Localização dos pontos de coleta na área de influência da UHE de Estreito.	28
Figura 7 – Esquema para a realização da análise de agrupamento <i>two-way</i>	35
Figura 8 - Diagrama das etapas para análise do Valor Indicativo das Espécies – IndVal.	36
Figura 9 – Esquema da metodologia proposta para a aplicação da técnica de partição de variância entre matrizes ambientais, espaciais e temporais	38
Figura 10 – Elementos da análise da estrutura das metacomunidades. ns:não significativo.	39
Figura 11 – Sequencia de análises para definição dos grupos funcionais de organismos zooplanctônicos. MCA – Análise de Correspondência Múltipla; HCPC - Agrupamento Hierárquico baseado no Componente Principal.....	40
Figura 12 – Representação esquemática da integração das análises do quarto-canto e RLQ. Adaptado de BRIND’AMOUR <i>et al.</i> (2011).....	42
Figura 13 – Média, desvio padrão e gráficos BoxPlot das variações dos parâmetros ambientais: Temperatura da água na superfície, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, turbidez, teor de clorofila a, oxigênio dissolvido, saturação de OD, Sólidos Totais Dissolvidos, Sílica, Ferro e Cádmiu, em relação ao ambiente e período sazonal no médio curso do rio Tocantins.	43
Figura 14 - Média, desvio padrão e gráficos BoxPlot das variações dos parâmetros ambientais: Nitrato, Nitrogênio Total, Ortofosfato e Fósforo Total, em relação ao ambiente e período sazonal no médio curso do rio Tocantins.	45
Figura 15 – Padrão dos valores de Turbidez, Ferro e Condutividade Elétrica a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito, rio Tocantins, ao longo de dois períodos sazonais.	47
Figura 16 – Padrão de distribuição de Grupos Morfofuncionais de organismos fitoplanctônicos na área de influência da barragem da UHE de Estreito (rio Tocantins).	50
Figura 17 – Variação estimada do Índice de Estrado Trófico de Lamparelli nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito, ao longo de dois períodos sazonais: chuvoso (fev/2013) e seco (ago/2013).	51
Figura 18 - Comparação entre a curva de acúmulo de taxa de organismos zooplanctônicos e as curvas dos estimadores não-paramétricos: Jacknife 1, Jacknife 2 e Chao2, nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	52
Figura 19 – Variação da densidade e composição da comunidade zooplanctônica ao longo da amostragem realizada no período chuvoso ao longo dos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	61

Figura 20 - Variação da densidade e composição da comunidade zooplanctônica ao longo da amostragem realizada no período seco ao longo dos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	62
Figura 21 - Análise nodal dos dados de densidade de 101 taxa zooplanctônicas em 40 pontos amostrais nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	64
Figura 22 – Distribuição dos taxa zooplanctônicos nos grupos de amostras coletadas nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), em dois períodos sazonais.	65
Figura 23 – Proporção de grupos taxonômicos e número de taxa nas associações de espécies formados ao longo da amostragem realizada nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), em dois períodos sazonais.	66
Figura 24 - Distribuição dos taxa zooplanctônicos com <i>IndVal</i> estatisticamente significativa em relação ao tipo de ambiente e período sazonal, nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	69
Figura 25 - Diagrama de ordenação da Análise de Redundância Canônica (RDA) entre os pontos amostrais e parâmetros ambientais, temporais e espaciais, em relação a densidade de taxa zooplanctônicos nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	71
Figura 26 - Diagrama de ordenação da Análise de Redundância Canônica (RDA): projeção dos taxa zooplanctônicos com <i>IndVal</i> significativo com a dispersão das amostras.	73
Figura 27 - Diagrama de Venn representando a porcentagem de explicação das variáveis ambientais, temporais e espaciais estudadas sobre a variação na comunidade zooplanctônica nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	74
Figura 28 – Padrão da dispersão das metacomunidades de organismos zooplânctônicos, em dois períodos sazonais nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	76
Figura 29 – Identificação de grupos funcionais dos 145 taxa de organismos zooplanctônicos amostrados nos 20 km a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), obtido a partir do agrupamento hierárquico dos 9 primeiros eixos do MCA baseado em seis traços funcionais.	78
Figura 30 – variação da diversidade funcional da comunidade zooplanctônica nos 20 km a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), ao longo dos ambientes (Lago e Rio) e períodos sazonais (Chuvoso e Seco).	81
Figura 31 – Análise nodal das densidade de grupos funcionais de fito e zooplâncton amostrados em dois períodos sazonais nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	81
Figura 32 – Resultado do teste do Quarto-Canto. Associações significativamente positivas são representadas em vermelho, significativamente negativas em azul e não significante em cinza. A – resultado de significância após teste nulo; B– resultado de significância após aplicação do ajuste FDR.	82

Figura 33 – Resultado da análise RLQ indicando a distribuição dos traços funcionais das espécies (A) e das variáveis ambientais (B) em relação aos dois primeiros eixos RLQ84

Figura 34 – Integração das técnicas do quarto-canto e RLQ. A) Representação das associações significantes na análise do Quarto-Canto no mapa fatorial da análise RLQ; B) Teste da relação entre os dois primeiros eixos RLQ do gradiente ambiental e traços funcionais; C) Teste da relação entre os dois primeiros eixos RLQ dispersão dos tratos funcionais e parâmetros ambientais.85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado da <i>perANOVA</i> dos parâmetros físico-químicos em relação ao período sazonal (Seco e Chuvoso) e ao ambiente de coleta (Lago e Rio) na área de influência direta da barragem da UHE de Estreito, rio Tocantins.	46
Tabela 2 – Densidade média e frequência relativa dos grupos morfo-funcionais da comunidade fitoplânctônica ao longo dos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito, em relação ao período sazonal (Chuvoso e seco) e tipo de ambiente (Lago e Rio).....	49
Tabela 3 – Distribuição da riqueza de classes de cladocera, rotifera e copepoda em relação a ocorrência de forma exclusiva ou corpartilhada nos ambientes (Lago e Rio) nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).....	53
Tabela 4 – Classes de frequência de ocorrência de cladóceros, rotíferos e copépodos em relação ao período sazonal (chuvoso e seco) e tipo de ambientes (Lago e Rio) nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).....	55
Tabela 5 - Valores médios de densidade (ind.l^{-1}) ao longo dos ambientes e períodos amostrais. Valores de <i>p</i> , obtidos pelo testes de <i>perANOVA</i> em relação a sazonalidade e tipo de ambiente. Densidade média incluindo formas adultas e imaturas.	60
Tabela 6 - Espécies zooplânctônicas com <i>IndVal</i> significativo em relação ao ambiente e período sazonal nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins). Em destaque valores de <i>IndVal</i> superiores da 25%. Negrito – Valor máximo de <i>Indval</i>	68
Tabela 7 – Variáveis ambientais, temporais e espacial que demonstraram significância pelo teste de Monte Carlos ($p \leq 0,05$) em relação a variancia da densidade de organismos zooplânctônicos nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).	70
Tabela 8 – Coeficientes de correlação entre as variáveis ambientais, temporais e espaciais e os eixos de ordenação do RDA.	72
Tabela 9 - Os resultados das análises <i>coherence</i> , <i>turnover</i> e <i>Boundary Clipping</i> ao longo de dois períodos sazonais. Resultados significativos ($p \leq 0,05$) estão em negrito. Abs=número de faltas incorporadas, Rep=número de substituições, SD= desvio padrão, MI=índice de Morisita.....	75
Tabela 10 – Distribuição dos traços funcionais de 145 taxa de organismos zooplânctônicos amostrados nos 20 km a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins) em dois períodos sazonais.	80

LISTA DE APÊNDICES E ANEXOS

Apêndice A – Script em R utilizado para avaliação das metacomunidades de organismos zooplanctônicos no médio curso do rio Tocantins.	103
Apêndice B – Script em R utilizado para a estimativa dos grupos funcionais de organismos zooplanctônicos no médio curso do rio Tocantins.	104
Apêndice C – Script em R utilizado para a estimativa da diversidade funcional das amostras de organismos zooplanctônicos no médio curso do rio Tocantins.	105
Apêndice D – Script em R utilizado para a análises RQL e do Quarto-Corner das amostras de organismos zooplanctônicos no médio curso do rio Tocantins.	106
Apêndice E – Micrografias dos principais microcrustáceos zooplanctônicos na área de influência da UHE de Estreito, rio Tocantins. Escala = 20 µm. A – <i>Bosmina longirostris</i> ; B – <i>Bosminopsis</i> sp; C – <i>Ceriodaphnia cormuta</i> ; D – <i>C. paradoxa</i> ; E – <i>C. quadrangula</i> ; F – <i>Moina oryzae</i> ; G – <i>Daphnia</i> sp.; H – Copépodos Calanoida e Cyclopoida.....	108
Apêndice F – Micrografias dos principais rotíferos zooplanctônicos na área de influência da UHE de Estreito, rio Tocantins. Escala = 20 µm. A e B – <i>Keratella amercana</i> ; C – <i>Filinia camascla</i> ; D – <i>Brachionus zahniseri</i> ; E – <i>Conochilus unicornis</i> ; F – <i>Collotheca mutabilis</i> ; G – <i>C. trilobada</i> sp.; H – <i>Brachionus dolabratus</i> ; I – <i>Lecane bulla</i> ; J – <i>Polyarthra vulgaris</i> ; K - <i>Ptygura libera</i> ; L – <i>Trichorcerca cylindrica</i> ; M - <i>Plationus patulus</i> ; N – <i>P. patulus macracanthus</i>	109
Anexo A – Classificação de Grupos morfofuncionais de organismos fitoplanctônicos segundo SALMASO & PADISÁK (2007).....	108

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
2. RIOS E RESERVATÓRIOS TROPICAIS.....	16
2.1 Estudo de metacomunidades.....	17
3. ZOOPLANCTÔN LÍMNICO	18
3.1 Comunidade zooplanctônica na bacia do rio Tocantins.....	20
4. ECOLOGIA FUNCIONAL DO PLÂNCTON	22
4.1 Grupos funcionais de fitoplâncton	23
4.2 Caracteres funcionais do zooplâncton	24
5. METODOLOGIA.....	26
5.1 Área de estudo.....	26
5.2 Amostragem	27
5.3 Análises laboratoriais	29
5.3.1 Parâmetros ambientais	29
5.3.2 Avaliação quantitativa da comunidade zooplanctônica	30
5.3.3 Grupos morfo-funcionais de Fitoplâncton.....	31
5.3.4 Avaliação do estado trófico do corpo hídrico.....	31
5.4 Análises de dados	32
5.4.1 Frequência de ocorrência, riqueza e diversidade.....	32
5.4.2 Padronização, transformação e seleção de dados.....	33
5.4.3 Ecologia espacial.....	34
5.4.3.1 Análise de agrupamento	34
5.4.3.2 Valor Indicativo das Espécies - IndVal	35
5.4.3.3 Análise de Ordenação e Partição de Variância.....	36
5.4.3.4 Estrutura das metacomunidades	37
5.4.4 Ecologia Funcional.....	39
5.4.4.1 Grupos funcionais do zooplâncton	40
5.4.4.2 Diversidade Funcional.....	41
5.4.4.3 Relação entre traços funcionais e parâmetros ambientais	41
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
6.1 Aspectos ambientais.....	42
6.1.1 Grupos morfofuncionais do fitoplâncton	46
6.1.2 Estado trófico.....	50

6.2 Composição, riqueza e diversidade	51
6.3 Ecologia espacial da comunidade zooplanctônica.....	63
6.3.1 <i>Análise de agrupamento da comunidade zooplanctônica.....</i>	63
6.3.2 <i>Espécies indicadoras.....</i>	67
6.3.3 <i>Análise de ordenação da comunidade zooplanctônica.....</i>	69
6.3.4 <i>Estrutura das metacomunidades</i>	75
6.4 Ecologia funcional.....	77
6.4.1 <i>Relação entre traços funcionais e variáveis ambientais.....</i>	82
7. CONCLUSÕES.....	86
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90

RESUMO

A utilização de rios para o aproveitamento energético é uma realidade que afeta os principais corpos hídricos brasileiros. Os aspectos sobre a ecologia espacial e funcional da comunidade planctônica, na área de influência da barragem da Usina Hidroelétrica de Estreito, no médio curso do rio Tocantins, foram estudados com base em amostragens realizadas, por arrasto superficial com redes de plâncton, em 20 pontos de coleta, distribuídos nos 20 km a montante e a jusante da barragem, durante os períodos chuvoso e seco. As análises físico-químicas revelaram a formação de um gradiente ambiental diretamente relacionado ao estabelecimento do reservatório. Na avaliação do estado trófico o ambiente lago teve comportamento oligotrófico enquanto o rio apresentou padrão mesotrófico. Foram identificados 22 tipos morfofuncionais de algas planctônicas na amostragem, 13 destes apresentando relação significativa com as variações observadas na densidade da comunidade zooplanctônica. Com 145 taxa de organismos zooplanctônicos identificados, a diversidade estimada pelo índice de Shannon-Winer foi de $3,22 \pm 0,01 \text{ nat.ind}^{-1}$, com 64,7% de equabilidade. Os rotíferos apresentaram a maior riqueza de espécies com 90 taxa, seguidos de cladóceros (42) e copépodos (12). A riqueza e diversidade variaram de forma significativa em relação as variações sazonais e ambientais, enquanto a densidade de organismos apresentou variação significativa apenas em relação ao tipo de ambiente. A densidade no período chuvoso foi dominada pela espécie de rotífero *Filinia camasecla* e pelo cladóceros *Bosmina longirostris*, enquanto que as espécies de rotíferos *Ptygura libera* e *Conochilus unicornis* foram as mais representativas durante a estiagem. A análise de agrupamento *Two-way* revelou a formação de grupos de amostras que se relacionam com a sazonalidade e o tipo de ambiente, um padrão semelhante tendo sido encontrado nos grupos de espécies formados. A aplicação do índice de valor de Importância – IndVal revelou que 36 das espécies amostradas são potenciais indicadoras ambientais. As espécies *F. camasecla* e *Platyonus patulus macrocanthus*, foram fortes indicadoras do período chuvoso, enquanto que o gênero *Gastropus*, e as espécies *P. libera*, *C. unicornis*, *Trichocerca cylindrica* e *Brachionus dolabratus dolabratus* apresentaram forte poder de indicação para o período seco, estes dois últimos se destacando no ambiente rio. A análise de redundância canônica (RDA) da variação da densidade zooplanctônica, levou a explicação de 41,9% da variância, sendo 32,8% desta concentrada nos dois primeiros eixos canônicos. A análise de partição de variância demonstrou que a fração da variação da densidade que pode ser atribuída exclusivamente aos aspectos ambientais correspondeu a 13% em comparação a 23,7% da fração ambiente-tempo, atribuída a modificação dos aspectos ambientais ao longo da variação temporal. As metacomunidades estudadas apresentaram o padrão geral semi aninhado, havendo diferenciação ao longo do tempo dos padrões das comunidades de cladóceros e rotíferos, o que demonstra que estas respondem as variações ambientais ao longo dos períodos sazonais. A comunidade zooplanctônica estudada, foi composta por 8 grupo funcionais de organismos, que apresentaram distribuição relacionada aos tipos de ambientes e períodos sazonais. Contudo, não houve variação significativa na diversidade funcional ao longo da amostragem. Apesar de não terem sido identificados, pela técnica do quarto-canto, relações significantes entre os aspectos ambientais e os traços funcionais da comunidade zooplanctônica, a aplicação da análise RLQ demonstrou haver interação significativa entre os traços funcionais e os eixos que representam o gradiente ambiental ao longo da amostragem, assim como entre os parâmetros ambientais e o espaço funcional das espécies.

Palavras-chave: Limnologia. Zooplâncton. Ecologia Numérica. Rio Tocantins.

ABSTRACT

The use of the rivers for the generation of energy is a reality that affects the main Brazilian rivers. The aspects of the spatial and functional ecology of the plankton community in the area of influence of the Hydroelectric dam Estreito, in the medium course of the Tocantins river, were studied based on samples collected by the surface trawling with plankton nets in the 20 collection points, distributed in the 20 km upstream and downstream of the dam, in the wet season and dry. The physico-chemical analysis revealed the formation of an environmental gradient directly related to the establishment of the reservoir. In the assessment of the trophic state, the lake environment had oligotrófico behavior as the river presented a mesotrophic condition. They were identified 22 morphofunctional types of planktonic algae in the sample, 13 of them showing a significant correlation with the observed variations in the density of the zooplanktonic community. Having identified 145 rate of planktonic organisms, the diversity estimated by Shannon-Winer index was 3.22 ± 0.01 nat.ind-1, with 64.7% of evenness. The rotifers presented the highest richness of species with 90 rate, followed by cladocerans (42) and copepods (12). The richness and diversity vary significantly in relation to seasonal and environmental variations, while the density of organisms showed significant variation only in the type of environment. The density in the rainy season was dominated by the species of rotifer *Filinia camasecla* and the cladocera *Bosmina longirostris*, while the rotifer species *Ptygura libera* and *Conochilus unicornis* were the most significant during the dry season. The two-way cluster analysis revealed the formation of groups of samples relating to the seasonality and the type of environment, a similar pattern which was found in the species of groups formed. Application of Importance of value of index - IndVal revealed that 36 of the species showed are potential environmental indicators. The species *F. camasecla* and *Platyonus patulus macrocanthus* were strong indicators of the rainy season, while gender *Gastropus*, and the species *P. libera*, *C. unicornis*, *Trichocerca cylindrica* and *Brachionus dolabratus dolabratus*, showed strong power of indication for the dry season, these last two ones standing out on the river environment. The canonical redundancy analysis (RDA) of the variation of zooplanktonic density led the explanation of 41.9% of the variance, with 32.8% of this concentrated one in the first two canonical axes. The analysis of variance showed that the partition fraction of the variation of the density that can be attributed just to the environmental aspects, corresponding to 13% compared to 23.7% of the environment-weather fraction, attributed of the change of the environmental aspects throughout the temporal range. The structural pattern of metacommunities in both seasonal periods was estimated by the EMS technique - Elements of Metacommunities Structure, showing the general pattern semi-nested, with differentiation over the time the standards of the Cladocera and the rotifers communities, which shows that they answer the environmental variations over the seasonal periods. The zooplanktonic community studied consisted of eight functional group of organisms that presented distribution related to the types of environments and seasons. However, there was no significant variation in functional diversity along the sampling. Despite of not having been identified through the quarter-corner technique, significant relationships between the environmental aspects and the functional features of the zooplankton community, the application of the HRC analysis showed that there was significant interaction between the functional trace and the axes representing the environmental gradient along the sampling as well as the environmental parameters and the functional space species.

Key words : Limnology. Zooplankton. Numerical Ecology. Tocantins River.

INTRODUÇÃO

A falta de planejamento e o mau gerenciamento dos recursos naturais frente ao crescente desenvolvimento urbano e industrial, tornam as problemáticas ambientais complexas e de difícil resolução (ZOCOLER *et al.*, 2005). As pressões econômicas, principais promotoras do desenvolvimento, tendem a serem utilizadas como justificativa para a geração de impactos, essas ainda mal dimensionados, que comprometem a sustentabilidade dos sistemas hidrológicos (COLLISCHONN e TUCCI, 2001).

Como consequência deste crescimento desordenado, o aumento no número de reservatórios e as alterações no regime de muitos rios, levaram a alterações na qualidade da água, que afetam de forma direta as atividades humanas (STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000). Esta compartimentalização dos rios cria subsistemas que induzem a formação de comunidades bióticas específicas que respondem a estas alterações da qualidade da água (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

As peculiaridades climáticas da região tropical tendem a fazer com que os reservatórios construídos levem um tempo superior a dez anos até alcançar a estabilização, formando ao longo deste período um gradiente espacial e temporal diretamente ligado a oferta e distribuição de nutrientes, o que gera uma resposta direta na estrutura da comunidade planctônica (FIGUEIREDO e BIANCHINI-JR, 2008; SHELLA *et al.*, 2011).

O uso de organismos planctônicos no monitoramento da qualidade ambiental de rios e reservatórios, tem se configurado como uma alternativa viável para a geração de informações que possibilitem o planejamento e o gerenciamento racional do uso dos recursos aquáticos tropicais. Nesse contexto os estudos sobre a dinâmica da comunidade zooplanctônica são uma ferramenta importante no monitoramento e gerenciamento de ambientes aquáticos na região tropical.

Os ambientes aquáticos tropicais se enquadram entre os ambientes mais degradados e perturbados do globo, o que leva aos organismos associados a estes estarem submetidos a elevados graus de stress ambiental (KECK *et al.*, 2014). Uma das formas mais comuns de perturbação dos corpos hídricos é a construção de barragens para fins de produção energética, abastecimento e/ou paisagísticos, que geram toda uma gama de modificações ao rio propriamente dito, mas também a toda sua bacia de contribuição de forma indireta (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O processo natural de eutrofização dos reservatórios que tem sua dinâmica acelerada pelo processo de urbanização e o crescimento industrial e precisa ser devidamente conhecido

e dimensionado (BRITO *et al.*, 2011). Uma das estratégias para a geração deste entendimento é a utilização de organismos indicadores da qualidade ambiental.

Dentre os diversos indicadores ambientais já testados no monitoramento de reservatórios artificiais, os organismos zooplanctônicos podem ser amplamente utilizados no entendimento das alterações promovidas pela eutrofização nos ecossistemas aquáticos (ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; FERDOUS e MUKTADIR, 2009; CAVALCANTE, 2012).

Nesse sentido, a caracterização da estrutura e dos aspectos funcionais destas comunidades pode trazer informações importantes sobre a dinâmica dos reservatórios, em especial reservatórios novos, como é o caso do reservatório da UHE de Estreito, sendo uma importante ferramenta para a compreensão dos possíveis impactos ambientais, não só no lago propriamente dito, como nas regiões a jusante deste.

Com base nisso, aspectos espaciais, temporais e ambientais, que incluem a densidade e distribuição de grupos funcionais do fitoplâncton, foram avaliados a fim de determinar suas influências sobre a estrutura das comunidades zooplanctônicas no rio Tocantins, na área de influência direta da barragem da UHE de Estreito.

2. RIOS E RESERVATÓRIOS TROPICAIS

Os corpos hídricos continentais são ambientes altamente suscetíveis a alterações provocadas pela ação antrópica. As variações nesses ambientes, sejam elas naturais ou induzidas pela intervenção antrópica afetam diretamente a estrutura da biota aquática (SOMLYODY, 2006).

O potencial dos corpos hídricos tropicais para a geração de energia, através de empreendimentos hidroelétricos, tem levado a implantação de reservatórios em muitos rios brasileiros. Estas mudanças na configuração do ambiente não só levam à alterações na qualidade na água e na biota diretamente associada a esta, como também promove uma série de impactos indiretos como o desmatamento, a erosão da camada fértil, o aumento da contaminação e toxicidade no sistema, aumento da poluição orgânica e eutrofização (PASCHOAL *et al.*, 2011).

O estabelecimento de reservatórios sejam eles de pequeno, médio ou grande porte, traz consigo uma modificação drástica no ambiente, esta se apresenta não só quanto a alteração direta do regime do rio de lótico para um padrão gradativamente mais lântico, à medida que se aproxima da barragem (SPIEGELBERG, 2010), mas também pelo enriquecimento nutricional associado ao aumento do tempo de residência, o aporte de

nutrientes da bacia e a decomposição de toda uma biomassa orgânica presente nas áreas inundadas (FIGUEIREDO *et al.*, 2007; MERAYO e GONZÁLEZ, 2010; GAZONATO NETO, 2013).

As alterações nas características físico-químicas dos corpos hídricos sob influência das barragens são acompanhadas por alterações na composição de espécies e a consequente modificação na dinâmica trófica devido à formação de novos mesoambientes (BINI *et al.*, 2008; TAKAHASHI *et al.*, 2009). A comunidade zooplanctônica responde a essas alterações de forma ativa, sendo sua estrutura e diversidade diretamente associada às novas características do ambiente formado (BINI *et al.*, 2007; PAAVOLA *et al.*, 2003).

A compreensão da resposta de diferentes grupos de organismos zooplanctônicos as novas condições ambientais, permite o entendimento e valoração do poder de controle das variáveis ambientais sobre a estrutura da biota local (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; BESSA *et al.*, 2011; PASZKOWSKI e TONN, 2011).

2.1 Estudo de metacomunidades

Um dos paradigmas atuais da sinecologia é compreender os mecanismos envolvidos na estruturação de comunidades locais, ou seja, entender os fatores locais e regionais envolvidos no padrão de ordenamento dos organismos no ambiente (WILLING *et al.*, 2011; DE MEESTER, 2011). Existindo quatro abordagens principais no estudo das metacomunidades: a) o padrão de dispersão; b) eventos estocásticos de colonização e extinção; c) a filtragem ambiental e d) estudo das interações biológicas (LOGUE *et al.*, 2011; MEYNARD *et al.*, 2013).

Segundo BEGON *et al.* (2008), entre as teorias que tentam explicar a variação da composição das espécies em comunidades locais, pode-se dar destaque a hipótese da seleção de espécies (*species sorting*), que ressalta a relação entre as espécies e as características do ambiente. Além disso, nessa hipótese a dispersão das comunidades está sendo fortemente influenciada pela fragmentação das condições ambientais (LEIBOLD *et al.*, 2004; LEGENDRE *et al.*, 2005).

Outra abordagem é o modelo neutro de metacomunidades, que pressupõe a equivalência ecológica entre as espécies e estabelece que as alterações na estrutura das comunidades são relacionadas a fatores estocásticos e a capacidade de dispersão intrínseca a cada espécie (HUBBELL, 2001; ROSINDEL *et al.* 2011).

As espécies que tem sua dispersão intimamente relacionada aos fatores ambientais, e por isso responde ao gradiente de variação das condições do ambiente (modelo *species*

sorting), podem ser denominadas de sincrônicas. Por outro lado, as espécies não sincrônicas apresentam forte autocorrelação espacial e tem sua dispersão espacial ocorrendo de forma independente aos fatores ambientais (modelo neutro).

A técnica de partição de variância, tem sido uma das ferramentas, comumente para a investigação da porção da variância da comunidade que pode ser explicada pelas variáveis ambientais, espaciais e temporais (PERES-NETO *et al.*, 2006; HÁJEK *et al.*, 2011). Além disso, esta tem sido utilizada para identificação e valoração dos filtros ambientais que atuam sobre as comunidades (COTTENIE, 2005; MEYNARD *et al.*, 2013).

Apesar da técnica de partição de variância possibilitar a identificação dos preditores ambientais sobre a estrutura da assembleia de espécies, em especial as sincrônicas, e dos efeitos dos filtros ambientais sobre sua dispersão (MEYNARD *et al.*, 2013), as incertezas geradas pelas interseções evidenciadas pela partição de variância e a fração não explicada da variância, podem ser melhor entendidas através da técnica de análise dos Elementos Estruturais da Metacomunidade (EMS) (LEIBOLD e MIKKELSON, 2002).

O EMS se utiliza de forma conjunta de três estatísticas (*coherence*, *turnover*, e *boundary clumping*) que, quando tomados em conjunto, podem ser utilizados para distinguir o padrão estrutural da metacomunidade (DALLAS e DRAKE, 2014). A utilização em conjunto destas duas abordagens possibilita uma melhor compreensão dos processos que levam a estruturação das metacomunidades no ambiente límnic (MEYNARD *et al.*, 2013).

3. ZOOPLANCTÔN LÍMNICO

A comunidade zooplanctônica é composta por organismos aquáticos que ocupam posição importante na estrutura trófica da maioria dos ambientes marinhos e dulcícolas (KIØRBOE, 2008). Segundo LITCHMAN *et al.* (2013), os estudos da estrutura e padrão de funcionamento destas comunidades se estabelecem como um componente chave para a compreensão global dos ecossistemas aquáticos.

Nos corpos hídricos continentais, os rotíferos têm destaque nas comunidades zooplanctônicas, seguidos dos microcrustáceos das ordens Cladocera, Cyclopoida e Calanoida (ULLOA, 2004) (Fig.1). Outros grupos de organismos, como os protozoários, poríferos, nematodas, anelídeos e formas larvais de insetos e peixes, ocorrem no plâncton límnic de forma menos expressiva e, ainda assim, podem ser utilizados como indicadores ambientais devido aos papéis que desempenham no ambiente aquático (SOUZA, 2005).

Os rotíferos, normalmente mais diversos no epilímno de corpos hídricos tropicais, sendo considerados organismos oportunistas por apresentarem altas taxas de consumo e

assimilação de uma grande variedade de recursos alimentares. Por exemplo, as espécies de hábito alimentar microfágico se alimentam a partir de uma grande gama de partículas orgânicas em suspensão com bactérias, seston, e microalgas, enquanto os rotíferos raptorais são caçadores ativos de pequenos organismos como protozoários, rotíferos ou ainda larvas de microcrustáceos. (RODRÍGUEZ e MATSUMURA-TUNDISI, 2000; WALLACE *et al.*, 2006).

Por serem colonizadores frequentes de ambientes ainda em estabilização e apresentar dominância e riqueza de espécies elevadas, os rotíferos tem sido utilizados para caracterizar os impactos ambientais gerados sobre os ambientes aquáticos (MATSUMURA-TUNDISI, 1999; RODRÍGUEZ e MASTUMURA-TUNDISI, 2000).



Figura 1 – Foto micrografia sob contraste de fase dos principais representantes do zooplâncton Límico: A – Rotífero; B – Cladóceros; C – Copépodo.

Segundo SILVA e MATSUMURA-TUNDISI (2010), os copépodos da ordem Cyclopoida são os mais abundantes em ambientes límnicos enquanto que a ordem Calanoida é representada por organismos de menor abundância, porém, com maior tamanho corporal (BONECKER *et al.*, 2007; BINI *et al.*, 2008; TAKAHASHI *et al.* 2009).

Apresentando uma dinâmica de migração vertical ao longo da coluna d'água, cladóceros e copépodos compõe grupos funcionais importantes do zooplâncton dulcícola, desempenhando papéis fundamentais em muitas cadeias tróficas e por isso sendo rotineiramente abordados em estudos sobre a produtividade e o estado trófico de rios, lagos e reservatórios (PINTO-COELHO *et al.*, 2005; TUNDISI, 2006; BRITO, 2008; BRITO *et al.*, 2011).

3.1 Comunidade zooplanctônica na bacia do rio Tocantins

Devido a sua importância econômica e o seu posicionamento estratégico, unindo dois grandes biomas brasileiros, o rio Tocantins tem sido objeto de numerosos estudos ao longo das últimas décadas (TUNDISI, 2006). Contudo, a maioria dos estudos já realizados se concentrou na sub-bacia 22, porção inicial do médio Tocantins, principalmente em decorrência da formação do reservatório da UHE Luiz Eduardo Guimarães (Figura 2).

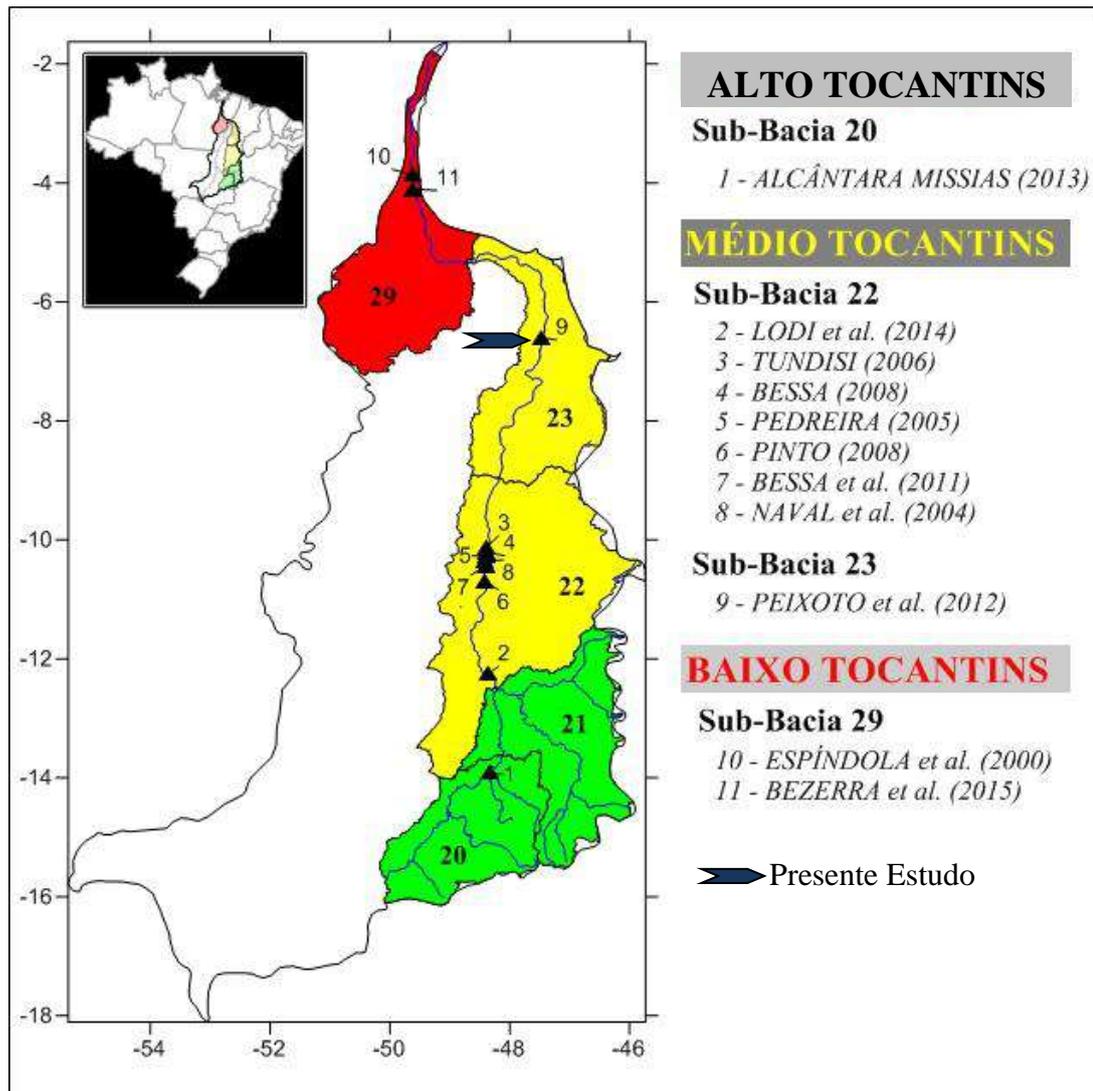


Figura 2 – Conhecimento sobre a comunidade zooplanctônica do rio Tocantins.

Os estudos sobre padrões de concordância entre grupos da comunidade zooplanctônica no reservatório de Serra da Mesa, alto Tocantins (sub-bacia 20), para fins de monitoramento ambiental foram realizados por ALCÂNTARA MISIAS (2013) nos anos de 2009 e 2010. Dentre os 45 taxa amostrados neste estudo, os rotíferos apresentaram maior dominância, principalmente representados pela família Brachionidae, seguida de cladóceros

da família Bosminidae e formas imaturas de copépodos Cyclopoides (Nauplius e Copepoditos).

Apesar dos níveis baixos de similaridade entre as estruturas das assembléias de diferentes grupos taxonômicos estudados, os resultados obtidos indicaram a viabilidade da utilização de resoluções taxonômicas mais baixas (gêneros e família) para estudos dos padrões da biodiversidade no lago da UHE de Serra da Mesa (CARNEIRO *et al.*, 2010; MELO, 2005). Já o uso de dados com baixa resolução numérica (presença e ausência) se apresentaram inadequados para o estudo dos padrões de ordenação espacial e temporal da comunidade zooplanctônica no reservatório de Serra da Mesa (LANDEIRO *et al.*, 2012; ALCÂNTARA MISSIAS, 2013).

No médio curso do rio Tocantins, LODI *et al.* (2014) realizaram o estudo do sincronismo populacional de 32 taxa da comunidade zooplanctônica no lago da UHE Peixe Angical (Sub-bacia 22). A maioria das populações avaliadas apresentou sincronismo significativo em relação as variações hidrológicas e espaciais observadas. Os rotíferos foram representados principalmente pelas famílias Brachionidae, Filinidae e Trichocercidae, os cladóceros pelas famílias Bosminidae e Daphnidae e a ordem Cyclopoida foi a principal representante dos copépodos.

O uso da avaliação do sincronismo das populações zooplanctônicas demonstrou que o ambiente formado leva a um aumento populacional dos grupos euplanctônicos. Sendo uma importante ferramenta para a avaliação da formação de ambientes hidrológicos favoráveis para as populações planctônicas pela formação de reservatórios (HAVEL *et al.*, 2009),

Estudos realizados por TUNDISI (2006) no lago da UHE Luis Eduardo Guimarães (Lajeado) na sub-bacia 22, ratificaram a presença de rotíferos como grupo mais abundante, principalmente nas regiões de desembocadura dos braços do reservatório, enquanto as populações de cladóceros e copépodos, apesar das flutuações, apresentaram abundâncias próximas ao longo de toda a amostragem.

Ainda no reservatório de Lajeado, 44 taxa de organismos zooplanctônicos foram observados por BESSA (2008), em estudo realizado nas três zonas do reservatório (rio, intermediária e lago). Os rotíferos apresentaram a maior riqueza de espécies (25), sendo a família Brachionidae sua principal representante, seguida de Collotheidae e Lecanidae. Este resultado foi semelhante ao obtido por PEREIRA (2005) no mesmo reservatório. Daphnidae foi a família de cladóceros mais representativa, de forma similar a copépodos da ordem Cyclopoida.

A mesma base de dados de BESSA (2008) foi utilizada por BESSA *et al.* (2011), porém em estudo avaliando a concordância de padrões de ocorrência entre a comunidade zooplancônica e variáveis ambientais no reservatório de Lajeado. Contudo, a ausência de padrões claros levou aos autores a sugerir ressalvas no uso destes organismos em atividades de monitoramento ambiental deste reservatório.

A referência mais antiga da aplicação do método *Indicator species analysis* - INDVAL (DUFRENE e LEGENDRE, 1997) no estudo da comunidade zooplancônica do rio Tocantins é o trabalho de PINTO (2008), realizado na porção intermediária do lago da UHE de Lajeado com organismos associados a bancos de macrófitas flutuantes. O trabalho em questão buscou avaliar espécies indicadoras em relação as variações do nível do reservatório. Cinco espécies de rotíferos foram consideradas indicadoras para variações acima do nível médio, enquanto que uma espécie de rotífero e uma de cladóceros foi indicadora do nível abaixo do valor médio

Dos 148 taxa amostrados, os rotíferos das famílias Lacanidae, Brachionidae e Trichocercidae foram os mais representativos. As famílias de cladóceros litorâneos Chydoridae e Machrotrichidae, foram os microcrustáceos mais representativos, seguidos de Daphnidae e dos copépodos Cyclopoida.

PEIXOTO *et al.* (2012) em estudos pré-enchimento na área de influência da UHE de Estreito, trecho final do médio curso do rio Tocantins, identificaram os rotíferos como o grupo mais diverso, comportando mais de 50% da riqueza de espécies.

ESPÍNDOLA *et al.* (2000) avaliaram a distribuição espacial da comunidade zooplancônica no reservatório de Tucuruí (baixo Tocantins) em amostras coletadas ao longo do ano de 1988, relatando uma ocorrência elevada de rotíferos, com frequência superior a 50%, seguido de cladóceros e copépodos. Resultado este muito similar aos obtidos por TUNDISI (2006), PINTO (2009) e BESSA *et al.* (2011), em estudos realizados no reservatório de Lajeado.

Em estudo sobre a estrutura da comunidade de rotíferos no lago da UHE de Tucuruí, BEZERRA *et al.* (2015) registraram 82 taxa com a dominância das famílias Brachionidae e Lecanidae. A sazonalidade demonstrou forte influência sobre a estrutura da população de rotíferos enquanto a variação espacial foi pouco significativa.

4. ECOLOGIA FUNCIONAL DO PLÂNCTON

Gerar uma compreensão sobre a interação dos organismos planctônicos nos corpos hídricos com os múltiplos fatores ambientais é uma questão extremamente complexa

(BARNETT *et al.*, 2007). O estudo das características funcionais, que podem ser definidas como aspectos fenotípicos dos organismos que têm impacto sobre sua aptidão e função no ecossistema (VIOLLE *et al.*, 2007), e a organização destes organismos em grupos funcionais no ambiente, tem sido uma das abordagens utilizadas para a resolução deste problema (BENEDETTI *et al.*, 2015).

Segundo BECKER *et al.* (2010), o termo “Grupo funcional” envolve o entendimento do conjunto de características adaptativas apropriadas para determinada condição e sobre o grupo de espécies que os detém. Nesse contexto, a organização das espécies em grupos funcionais requer uma compreensão profunda da autoecologia e sinecologia dos organismos planctônicos (PADISÁK *et al.*, 2009).

Este tipo de abordagem permite converter a diversidade de espécies a uma diversidade de funções, o que reduz a complexidade do sistema e melhora o poder de compreensão sobre este (DRAY *et al.*, 2008). Além disso, o entendimento das funções das espécies no ambiente permite um melhor entendimento da ação dos impactos ambientais sobre estes organismos (OBERTEGGER e MANCA, 2011; KECK *et al.*, 2014).

4.1 Grupos funcionais de fitoplâncton

Para REYNOLDS *et al.* (2002), o estudo da comunidade fitoplanctônica em função de suas características adaptativas (não são necessariamente comuns a grupos filogenéticos), podem gerar um entendimento mais exato e mais confiável para indicar variações na estrutura desta comunidade promovidas pelas condições ambientais, do que a presença ou ausência de determinadas espécies.

BRASIL & HUSZAR (2011) descrevem que a tentativa de agrupar o fitoplâncton em categorias para compreender sua estruturação e funcionalidade em diferentes condições ambientais, não é recente. Havendo vários trabalhos já desenvolvidos dentro dessa abordagem, com diferentes grupos de organismos fitoplanctônicos (REYNOLDS, 1980; REYNOLDS *et al.*, 2002; PADISÁK *et al.*, 2009; MIELEITNER *et al.*, 2008).

Os aspectos funcionais do fitoplâncton mais frequentemente utilizados são relativos à reprodução, aquisição de recursos e proteção, podendo-se utilizar abordagens sob os pontos de vista morfológico, fisiológico, comportamental ou de história de vida (LE QUÉRÉ *et al.* 2005, LITCHMAN *et al.* 2006, VIOLLE *et al.* 2007, YANG e CONG, 2012) (Figura 3).

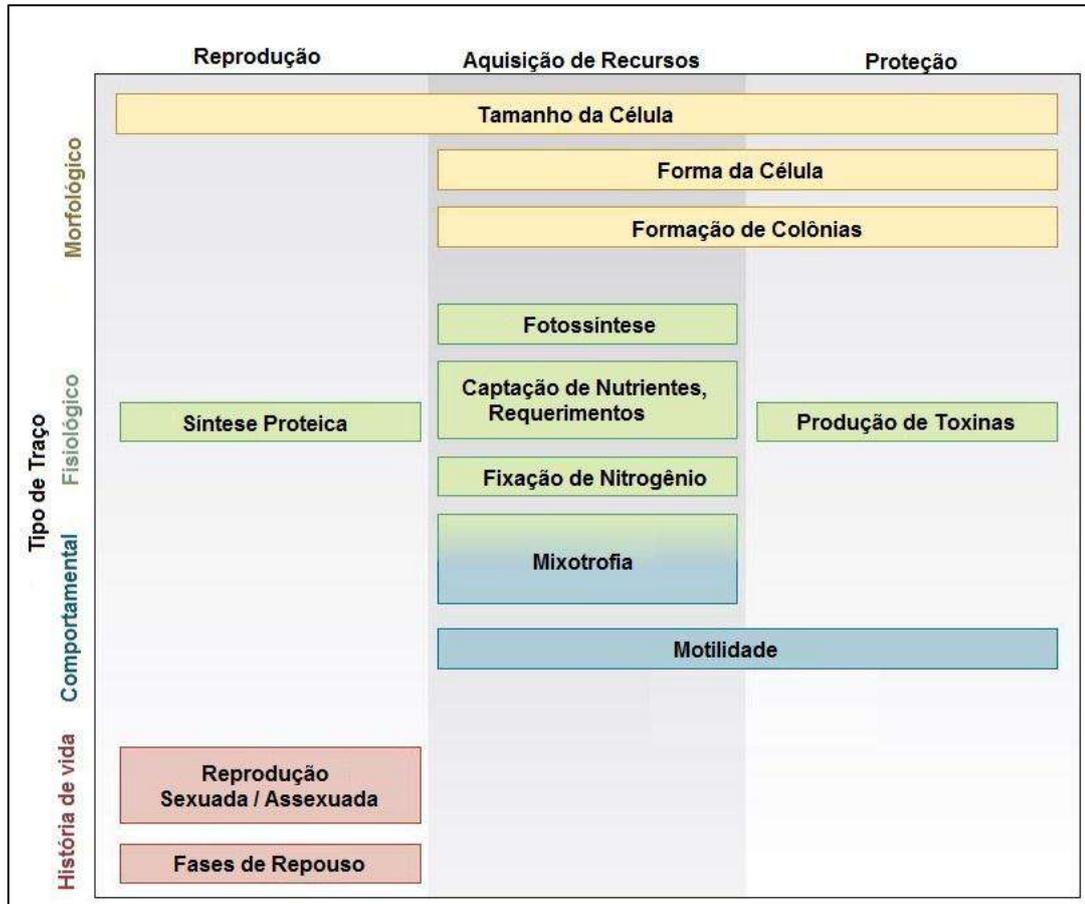


Figura 3 – Principais tipos de traços funcionais do fitoplâncton (LITCHMAN & KLAUSMEIER, 2008)

SALMANO e PADISÁK (2007) e REYNOLDS (1997) propuseram a abordagem dos grupos morfofuncionais do fitoplâncton onde as espécies são organizadas com base em suas estratégias de sobrevivência, tolerâncias e sensibilidades (REYNOLDS *et al.*, 2002). O uso desses grupos morfofuncionais se torna uma eficiente ferramenta para a previsão e a síntese das interações entre o ambiente dulcícola e os organismos que o habitam (REYNOLDS *et al.* 2002; CROSSETTI *et al.* 2008).

4.2 Caracteres funcionais do zooplâncton

Os organismos zooplancetônicos são importantes mediadores tanto da estruturação da comunidade fitoplanctônica, quanto do fluxo de energia para níveis tróficos mais elevados (SOMMER *et al.*, 2007; BARNETT *et al.*, 2007; ZHAO *et al.*, 2008). Devido a elevada diversidade fenotípica presente neste grupo, existe uma grande gama de traços funcionais do zooplâncton que podem ser utilizados nos estudos de ecologia funcional (Fig. 4), sendo os principais relacionados às estratégias alimentares, de crescimento e reprodução e de sobrevivência (LITCHMAN *et al.*, 2013).

Os Rotíferos são os principais organismos zooplancctônicos utilizados nos estudos de ecologia funcional em ambientes límnicos, em parte devido a sua elevada diversidade, abundância e o bom nível de conhecimento sobre a função destes organismos no ambiente (BRITO, 2008; OBERTEGGER *et al.*, 2011; DRAY *et al.*, 2008).

SMITH *et al.* (2009), propuseram a utilização da relação entre a biomassa de rotíferos de hábito alimentar microfágico e os rotíferos raptorais, no estudo da dinâmica tróficas de corpos hídricos. A utilização desta relação, além de requerer uma baixa resolução taxonômica, levando a uma economia de recursos e tempo, possibilita gerar inferências sobre a estrutura trófica do ambiente.

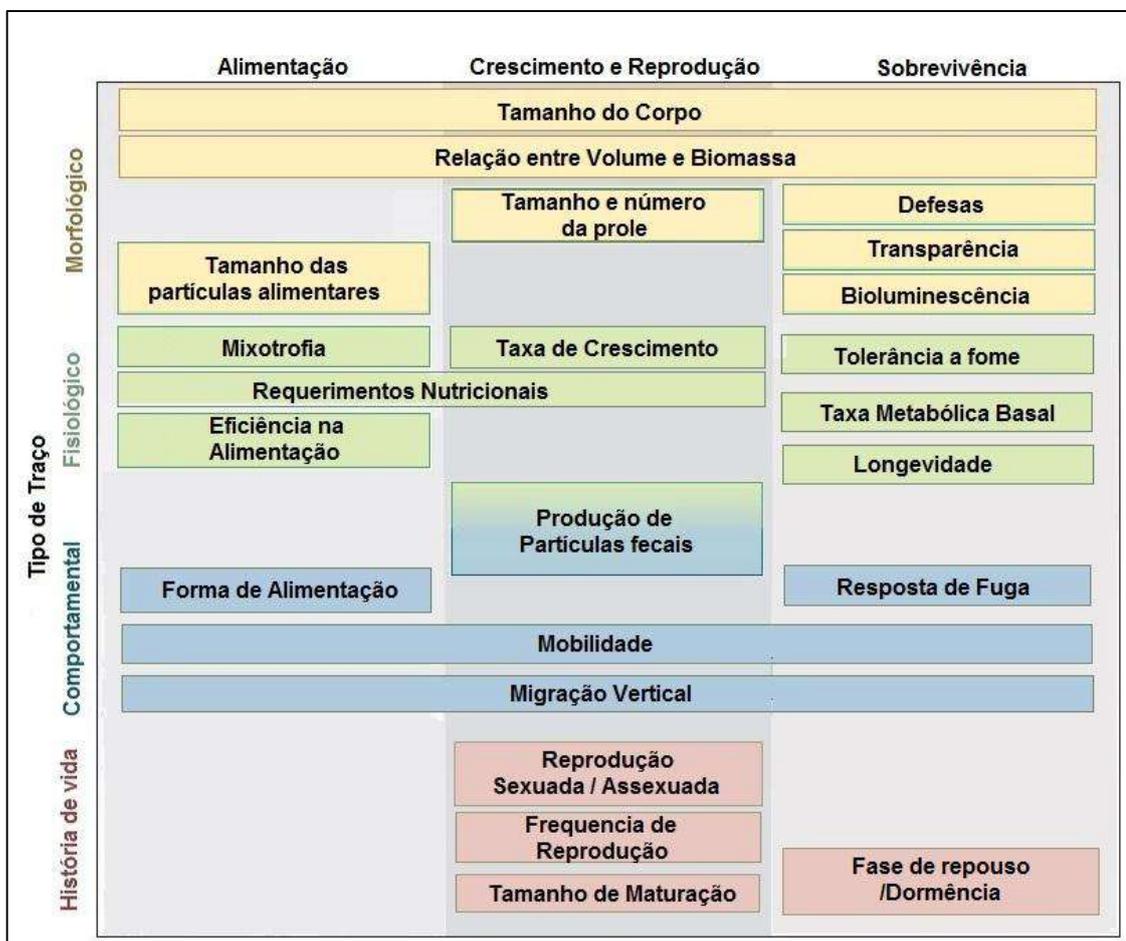


Figura 4 – Traços funcionais do zooplâncton. Adaptado de LITCHMAN *et al.* (2013).

Nos últimos anos tem havido um aumento no número de estudos sobre ecologia funcional de microcrustáceos límnicos, em especial devido ao aparecimento de ferramentas analíticas que permitem uma melhor compreensão da relação entre as características funcionais dos organismos e os aspectos ambientais (OBERTEGGER e MANCA, 2011; CAJO, 2012; DRY *et al.*, 2014).

Uma das abordagens que vem sendo amplamente discutida envolve a integração da análise RLQ (DOLÉDEC *et al.*, 1996). Esta identifica a relação entre os gradientes ambientais (R) e os traços funcionais (Q) ponderados pela abundância das espécies (L) (DRAY *et al.*, 2014), e a metodologia do quarto-canto (*fortth-corner*) (LEGENDRE *et al.*, 1997), que realiza a medição e testa as múltiplas associações entre os traços funcionais e as variáveis ambientais.

A integração entre as duas metodologias, aliada a técnicas robustas de ajuste e de modelagem estatística, torna-se uma alternativa viável para a estimativa da relação entre os aspectos ambientais, características funcionais e a interação entre ambas, e com isso gerando um melhor entendimento do ambiente (BROWN *et al.*, 2014).

5. METODOLOGIA

5.1 Área de estudo

Sendo a maior bacia hidrográfica totalmente brasileira, a bacia Tocantins-Araguaia ocupa 11% do território nacional (ANA, 2006), e as 10 sub-bacias que compõe sua área de drenagem integram seis estados das regiões centro-oeste, nordeste e norte do Brasil, com a maior parte de sua bacia localizada nos estados do Pará (30,3%) e Tocantins (30,2%).

Os principais corpos hídricos da bacia são o rio Tocantins e o rio Araguaia, com cerca de 2.640 km e 2.600km de extensão, respectivamente. Esta bacia hidrográfica interliga dois importantes biomas brasileiros, sendo a maior parte de sua área de drenagem localizada no bioma cerrado e sua foz localiza-se na Baía de Marajó, dentro do bioma amazônico (IIEGA, 2004). Segundo TUNDISI (2006), a bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia apresenta-se como uma das mais degradadas da América do Sul, com menos de 9% de sua área total ainda ocupada por vegetação nativa.

O trecho médio do rio Tocantins é formado pelas sub-bacias 22 e 23. A sub-bacia 23 (Manoel Alves Grande), localizado a cerca de 850 km da foz, drena uma área de aproximadamente 83.000 km² ao longo de 78 municípios dos estados do Tocantins, Maranhão e Pará. O grande potencial hidrelétrico da bacia tem levado a construção de usinas hidroelétricas (UHE), principalmente ao longo das sub-bacias do Rio Tocantins (ANA, 2005). Além disso, é prevista a implantação de três reservatórios (Tupiratins, Estreito e Serra Quebrada) no final do médio curso do rio Tocantins, que quando implantados ocuparão cerca de 80% do comprimento total do rio Tocantins nesta sub-bacia.

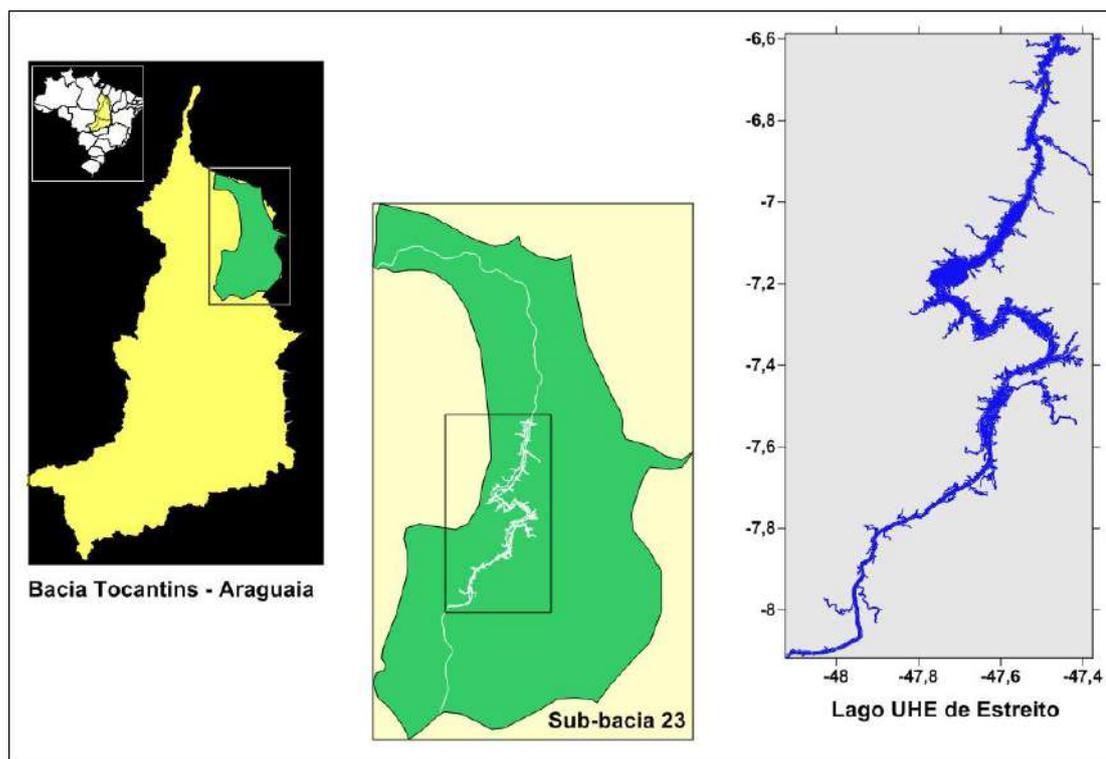


Figura 5 - Localização do reservatório da UHE de Estreito na Bacia Tocantins-Araguaia.

A UHE de Estreito é o empreendimento hidrelétrico mais recente construído na bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, em operação desde 2010. Seu reservatório tem 260,23 km de extensão e inunda uma área de mais de 400 Km², apresentando baixo padrão dendrítico e tempo de residência que varia de 60 dias, no período de estiagem, a 30 dias, no período chuvoso (ASSIREU *et al.*, 2007; SPIEGELBERG, 2010; MAGALHÃES FILHO *et al.*, 2012) (Fig. 5).

A área de estudo está incluída no bioma de cerrado marginal Maranhão – Piauí (IEGA, 2004), apresenta regime climático tropical úmido, que se caracteriza por períodos chuvosos, de outubro a março, que concentram 85% da pluviosidade anual, e secos, de abril a setembro. As temperaturas médias da região variam de 24°C a 35,4°C (MARQUES, 2006).

O trecho do rio Tocantins em questão está situado na área do cerrado marginal Maranhão-Piauí, sendo o Parque Nacional das Chapadas das Mesas situado as margens do lago da UHE de Estreito. A área urbana mais próxima é a cidade de Estreito, localizada a jusante da barragem.

5.2 Amostragem

A realização do estudo fez parte de ações de monitoramento da qualidade ambiental do médio Tocantins, realizadas pelo Laboratório de Ecologia e Limnologia – LEL, do Centro

de Estudos Superiores de Imperatriz – UEMA/CESI. Foram estabelecidas 20 estações de coleta na área de influência da barragem da UHE de Estreito, sendo 10 distribuídas nos 20 km de lago a montante da barragem e, 10 no rio Tocantins nos 20 km a jusante do barramento (Fig.6).

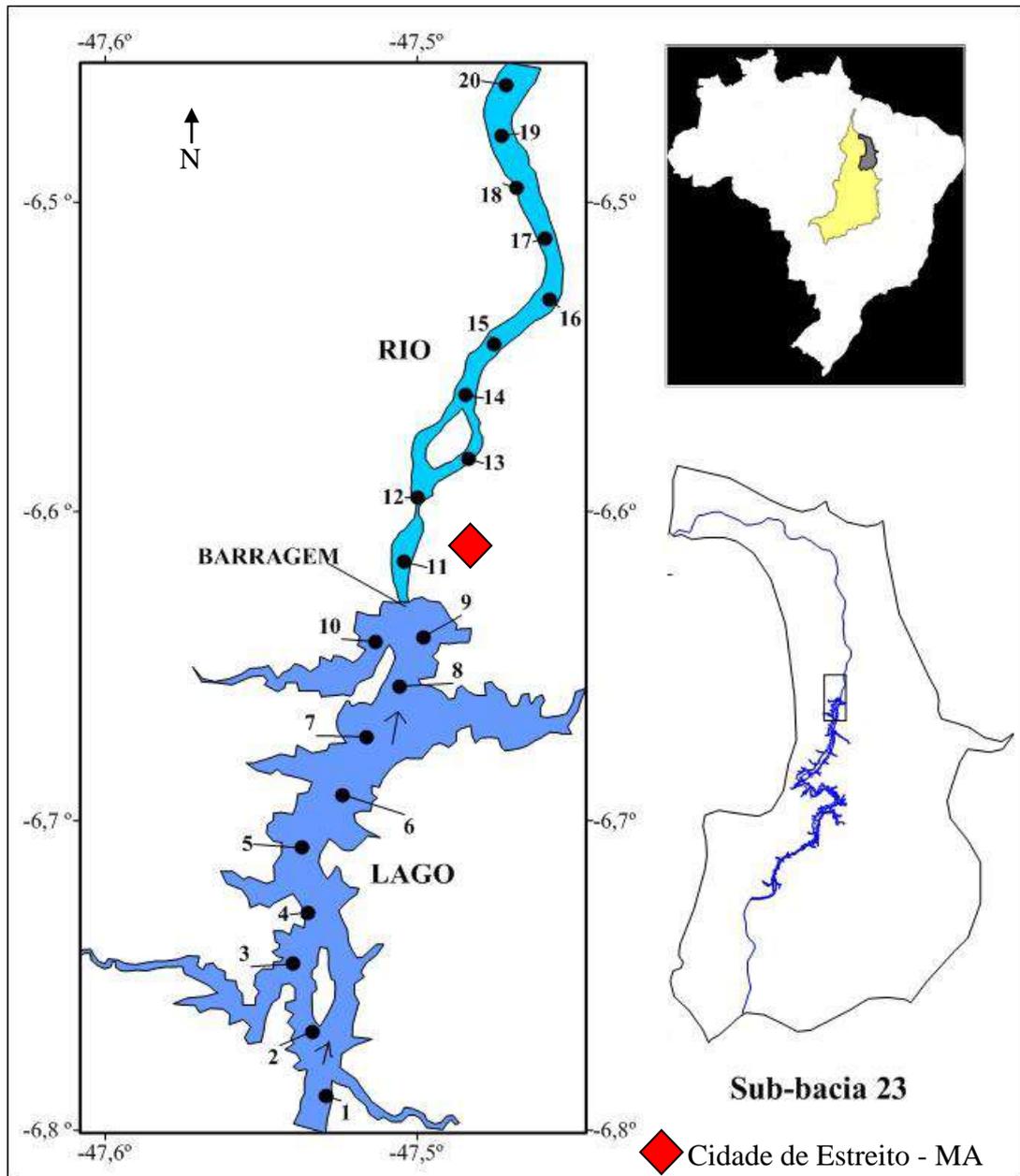


Figura 6 - Localização dos pontos de coleta na área de influência da UHE de Estreito.

A fim de caracterizar a influência da sazonalidade sobre a estrutura da comunidade planctônica, a amostragem foi realizada nas estações chuvosa (fevereiro de 2013) e seca na região (agosto de 2013) (RESCHKE *et al.* 2012).

As coletas foram realizadas a bordo da embarcação por arrasto horizontal na superfície da região limnética com redes de plâncton cônicas de 30 cm de abertura, 100 cm de

comprimento e malhas de 20 μm , para fitoplâncton, e 68 μm , para zooplâncton, acopladas a fluxômetro mecânico. Os arrastos foram realizados durante 30 segundos a uma velocidade de deslocamento de aproximadamente 4 m/s.

As amostras de fitoplâncton foram acondicionadas em frascos de polietileno de boca larga de 250 ml e fixadas com solução de *Transeau* na proporção de 1:1 (BICUDO & MENEZES, 2006), enquanto as amostras de zooplâncton foram armazenadas em frascos de polietileno de boca larga de 150 ml, onde os organismos coletados foram narcotizados por injeção direta de CO_2 por cinco segundos e posteriormente fixados pela adição de formol tamponado com Borato de Sódio (4 g/l), acrescido de 5% de sacarose, até concentração final de 4% (SAMEOTO *et al.*, 2000; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; CAVALCANTE, 2012).

Os parâmetros físico-químicos: pH, temperatura da água (Tag) e do ar (Tar), condutividade elétrica (Cond), potencial de oxi-redução (ORP), sólidos totais dissolvidos (TDS), oxigênio dissolvido (OD) e saturação de oxigênio dissolvido (SatOD), foram medidos *in situ*, na região superficial do corpo hídrico, utilizando-se a sonda multiparâmetros marca *Oakton* modelo PCD650, previamente calibrada antes de cada campanha de coleta.

Dois litros de água bruta foram coletados em cada ponto de coleta e mantidos sob refrigeração para posterior análise de Clorofila-a, turbidez, metais potencialmente tóxicos e nutrientes.

5.3 Análises laboratoriais

O processamento das amostras foi realizado no Laboratório de Química Ambiental - LQA e no Laboratório de Ecologia e Limnologia - LEL do Centro de Estudos Superiores de Imperatriz – UEMA/CESI.

5.3.1 Parâmetros ambientais

A análise de clorofila a (*Chla*) foi determinada pela filtração de 500 ml da amostra em membrana *millipore* com porosidade de 0,45 μm em sistema de filtração a vácuo e posterior extração com metanol P.A, à temperatura ambiente por 24 horas. Os extratos foram centrifugados a 4.000 RPM por 15 minutos e as absorbâncias foram lidas no espectrofotômetro UV-VIS FEMTO 600 nos comprimentos de onda 652 e 665 nm (PORRA *et al.*, 1989; RITCHIE, 2006; SCHAGERL e KUNZL, 2007).

A concentração de clorofila a foi estimada pela equação:

$$Chla(\mu g. L^{-1}) = ((16,29 \times A665) - (8,54 \times A652)) \times v \times V \times l$$

Onde:

$A665$ = Absorbância do extrato a 665 nm

$A652$ = Absorbância do extrato a 652 nm

v = volume do solvente

V = volume da amostra filtrada

l = comprimento óptico da cubeta utilizada

Os teores de ortofosfato (PO_4^{3-}) foram determinados pelo método do Ácido Ascórbico (APHA, 2005a), enquanto a análise de nitrato (NO_3) foi realizada pelo método do N-(1-Naftil)-etilenodiamino (APHA, 2005b) e a concentração de sílica foi determinada segundo o Método do Azul de Heteropolio (APHA, 2005c).

As concentrações totais de fósforo e nitrogênio foram determinadas após digestão preliminar, onde as amostras foram autoclavadas a 110°C por 30 min com uma solução oxidante de persulfato (APHA, 2005d), no intuito de converter os compostos nitrogenados em $N-NO_3^-$ e as formas de fosfato a $P-PO_4^-$, para posterior determinação por espectrofotometria.

A metodologia de Espectrometria de Absorção Atômica em chama (FAAS) foi utilizada para determinação dos teores totais dos metais Cádmio (Cd) e Ferro (Fe) (OLIVEIRA, 2006).

Os mapas de variação espacial dos parâmetros ambientais e biológicos foram elaborados com o *software Surfer 12*, a partir da construção de uma matriz de dados espaçados regularmente, empregando-se o método de krigagem de dados com o uso de variograma (ROSSI *et al.*, 1992; ZUUR *et al.*, 2007; PASINI *et al.*, 2014).

Após a realização de testes, o melhor ajuste obtido para a base de dados utilizada foi o uso do modelo linear com anisotropia de declive 1, relação 0,6 e ângulo de -15°.

5.3.2 Avaliação quantitativa da comunidade zooplanctônica

As amostras de zooplâncton foram processadas sob microscopia óptica, utilizando-se os microscópios ópticos marca *Zeiss* modelos: *Axioscop 40* e *Axiovert A1*, acoplados a sistema medição e captura de imagem. A identificação dos organismos foi realizada ao menor nível taxonômico possível. Para identificação de rotíferos foram consultados os trabalhos de SEGERS (1995), NOGRADY & HENDRIK (2002) e KOSTE (1978).

O tratamento taxonômico utilizado para os microcrustáceos foi baseado nos trabalhos de REDDY (1994), EINSLE (1996), SMIRNOV (1996), KARAYTUG (1999), RAYNER (1999), DUSSART & DEFAYE (2001), DUMONT & NEGREA (2002), FERNANDO (2002), UEDA (2003) e BENZIE (2005).

A análise quantitativa da comunidade zooplanctônica foi realizada sob microscopia óptica em aumento de 400x, pela contagem de, no mínimo, 200 indivíduos em câmara *Sedgewick-Rafter* de sub-amostras obtidas com pipeta não seletiva tipo *Hansen-Stempel* de 1 ml. Toda as sub-amostras foram inspecionadas em busca de espécies raras (GOSWAMI, 2004; SANTOS *et al.*, 2010).

A partir da somatória destas sub-amostras, a densidade dos organismos, expressos em indivíduos por metro cúbico (ind/m³), foi estimada a partir da expressão:

$$D(l^{-1}) = \frac{(N \times Va)}{(Vc \times Vf)}$$

Onde:

D (Densidade) = número de indivíduos por litro;

N = número de indivíduos de cada espécie coletada;

Va = Volume da amostragem ml;

Vc = Volume contado em ml;

Vf = Volume filtrado em litros.

5.3.3 Grupos morfofuncionais de Fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica na área de estudo foi avaliada no trabalho realizado por NEGREIROS MENDES (2015). Para avaliar a relação entre a comunidade zooplanctônica e o fitoplâncton límnic, a base de dados sobre a densidade dos 238 taxa de organismos fitoplanctônicos na área de estudo foi convertida em uma matriz de grupos morfofuncionais de fitoplâncton, com base na metodologia proposta por SALMASO e PADISÁK (2007).

A classificação utilizada se baseia em características morfológicas, fisiológicas e comportamentais para organizar a comunidade fitoplanctônica em 31 grupos morfofuncionais (Anexo A).

5.3.4 Avaliação do estado trófico do corpo hídrico

Para a avaliação do estado trófico no trecho final do lago da UHE do Estreito e no rio Tocantins, a jusante da barragem, foi utilizado o Índice de Estado Trófico – IET proposto por

LAMPARELLI (2004) que se baseia nos dados de fósforo total e clorofila a, e que é ajustada para levar em consideração as diferenças dinâmicas existentes entre ambientes lênticos e lóticos, conforme as equações:

$$IET(Chla)_{LAGO} = 10 \times \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34(\ln Chla)}{\ln 2} \right) \right)$$

$$IET(Chla)_{RIO} = 10 \times \left(6 - \left(\frac{-0,7 - 0,6(\ln Chla)}{\ln 2} \right) \right) - 20$$

$$IET(PT)_{LAGO} = 10 \times \left(\frac{6 - (1,77 - 0,42(\ln PT))}{\ln 2} \right)$$

$$IET(PT)_{RIO} = 10 \times \left(\frac{6 - (0,42 - 0,36(\ln PT))}{\ln 2} \right) - 20$$

$$IET = \frac{IET(Chla) + IET(PT)}{2}$$

Onde:

PT= concentração de fósforo total na superfície ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Chla= concentração de clorofila na superfície ($\mu\text{g.L}^{-1}$),

As categorias utilizadas para classificação do estado trófico do corpo hídrico foram definidas como: Ultraoligotrófico ($IET \leq 47$); Oligotrófico ($47 < IET \leq 52$); Mesotrófico ($52 < IET \leq 59$); Eutrófico ($59 < IET \leq 63$); Supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) e Hipereutrófico ($IET > 67$) (MAIA, 2011).

5.4 Análises de dados

5.4.1 Frequência de ocorrência, riqueza e diversidade

A frequência de ocorrência dos organismos planctônicos foi estimada com base na classificação proposta por MATTEUCCI E COLMA (1982), onde: >75%: muito frequente; 50% a 75%: frequente; 25% a 50%: pouco frequente e < 25%: esporádico.

Para a avaliação da riqueza de espécies na amostragem, foram utilizados os estimadores *Chao1*, *Chao2* e *Jackknife 2*, através da metodologia de reamostragem com reposição, para avaliar o grau de estabilidade da amostra pela comparação dos índices calculados com a curva de acumulação de espécies (HORTAL *et al.*, 2006; COLWELL, 2009; GOTELLI e COLWELL, 2011).

$$S_{Chao2} = S + \left(\frac{L^2}{2B} \right)$$

$$S_{Jack1} = S + L \left(\frac{a-1}{a} \right)$$

$$S_{Jack2} = S + \left[\frac{L(2a-3)}{a} - \frac{B(a-2)^2}{a(a-1)} \right]$$

Onde:

S_{Chao2} = estimador de riqueza Chao de 2ª ordem

S_{Jack1} = estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem

S_{Jack2} = estimador de riqueza Jackknife de 2ª ordem

S = número total de espécies observadas em todas as amostras

L = número de espécies que ocorre só em uma amostra

B = número de espécies que ocorre só em duas amostras

a = número de amostras

A diversidade e a equitabilidade da comunidade zooplancônica foram estimados pelos índices de Shannon-Winer (H') e a equitabilidade (J'), sendo aplicada a técnica de bootstrap para avaliação dos intervalos de confiança (PLA, 2004).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i \quad \text{sendo, } p_i = n_i/N$$

$$H'_{MAX} = \ln(S)$$

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

H'_{MAX} = diversidade máxima de Shannon-Wiener

n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie

N = número total de indivíduos

S = número total de espécies

5.4.2 Padronização, transformação e seleção de dados

Com o objetivo de minimizar as possíveis distorções promovidas pelas espécies raras nas análises de agrupamento e ordenação, foram excluídas para estas análises as espécies com frequência de ocorrência inferior a 5% (AZERIA *et al.*, 2009; POOS e JACKSON, 2012).

Para fins de minimizar a influência das diferentes escalas durante as análises dos dados, as variáveis ambientais foram padronizadas em *Ranging*, enquanto que os parâmetros biológicos foram submetidos a uma transformação forte (raiz quarta) e posteriormente convertidos a *Hellinger* que, segundo LEGENDRE e LEGENDRE (2012), se configura como

um dos métodos de transformação mais adequado para dados biológicos em estudos de ordenação, por induzir o uso da distância de *Hellinger* que, por ser assimétrica, reduz o peso das espécies mais abundantes e não é influenciada pelos zeros presentes na matriz de dados (LEGENDRE e GALLAGHER, 2001; LEGENDRE e CÁCERES, 2013).

$$Y_{Ranging} = \frac{X_{ij} - \text{Min}(X_{ij})}{\text{Max}(X_{ij}) - \text{Min}(X_{ij})}$$

$$Y_{Hellinger} = \frac{x_i}{\sum x_i}$$

$$D_{Hellinger} = \sqrt{\sum \left(\sqrt{\frac{x_i}{\sum x_i}} - \sqrt{\frac{x_j}{\sum x_j}} \right)^2}$$

$D_{Hellinger}$ = Distância de Hellinger

Onde:

Max – Valor máximo

Min – Valor Mínimo

5.4.3 Ecologia espacial

5.4.3.1 Análise de agrupamento

Para a avaliação da formação de grupos de amostras e de espécies, as bases de dados biológicos foram submetidas a análises de agrupamento utilizando a distância de *Hellinger* como métrica e o método de agrupamento hierárquico de *Ward* (MILLIGAN e COOPER, 1987; AZERIA *et al.*, 2009; PERES-NETO *et al.*, 2006; BOCARD e LEGENDRE, 2012; LEGENDRE e GAUTHIER, 2014) (Fig. 7).

A vantagem da metodologia proposta é a minimização da variação interna pela formação de grupos com o menor desvio padrão possível entre os grupos (EVERITT *et al.*, 2001; DUTRA *et al.*, 2004).

As análises de agrupamento, simples e *Two-Way*, foram realizadas utilizando-se o *software* PCORD 5 (McCUNE e MEFFORD, 2011) e as ferramentas disponíveis no site *MetaboAnalyst* 3.0 (XIA *et al.*, 2015). Os níveis de corte foram definidos de forma a definir grupos mais consistentes.

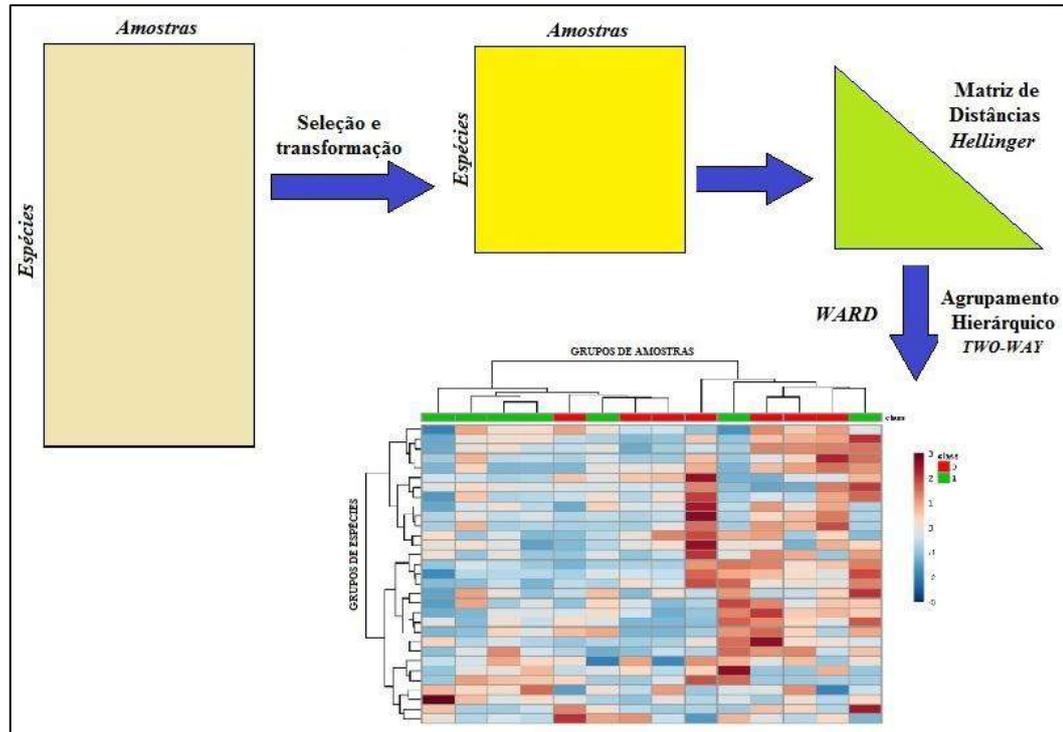


Figura 7 – Esquema para a realização da análise de agrupamento *two-way*.

5.4.3.2 Valor Indicativo das Espécies - IndVal

Após a definição dos grupos de amostras, a identificação do poder de indicação das espécies - *INDVAL* ocorrentes em cada grupo foi avaliada pela metodologia proposta por DUFRENE e LEGENDRE (1997), utilizando-se o *software* PCORD 5. A significância dos valores obtidos para a o *INDVAL* foi avaliada através da aplicação do teste nulo (LEGENDRE, 2013) (Fig. 8).

$$IndVal(\%) = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

$$A_{ij} = \frac{Nind_{ij}}{Nind_i} \quad B_{ij} = \frac{Npontos_{ij}}{Npontos_i}$$

Onde:

A_{ij} = medida de especificidade:

$Nind_{ij}$ = número médio da espécie i nas amostras (abundância) do grupo j ;

$Nind_i$ = somatório dos números médios da espécie i ao longo de todos os grupos;

B_{ij} = medida de fidelidade:

$Npontos_{ij}$ = número de amostras do agrupamento j onde a espécie i está presente

$Npontos_i$ = total do número de amostras do agrupamento j .

O *IndVal* é máximo (100%) quando todos os indivíduos de uma espécie são encontrados em um único grupo e quando a espécie ocorre em todas as amostras desse grupo, caracterizando que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente.

Foi utilizado o limiar de 25% para considerar que uma espécie importante para o grupo, deva estar presente em pelo menos 50% das amostras e que a sua abundância relativa (expressa em densidade) para esse grupo atinge pelo menos 50% (DUFRENE e LEGENDRE,1997).

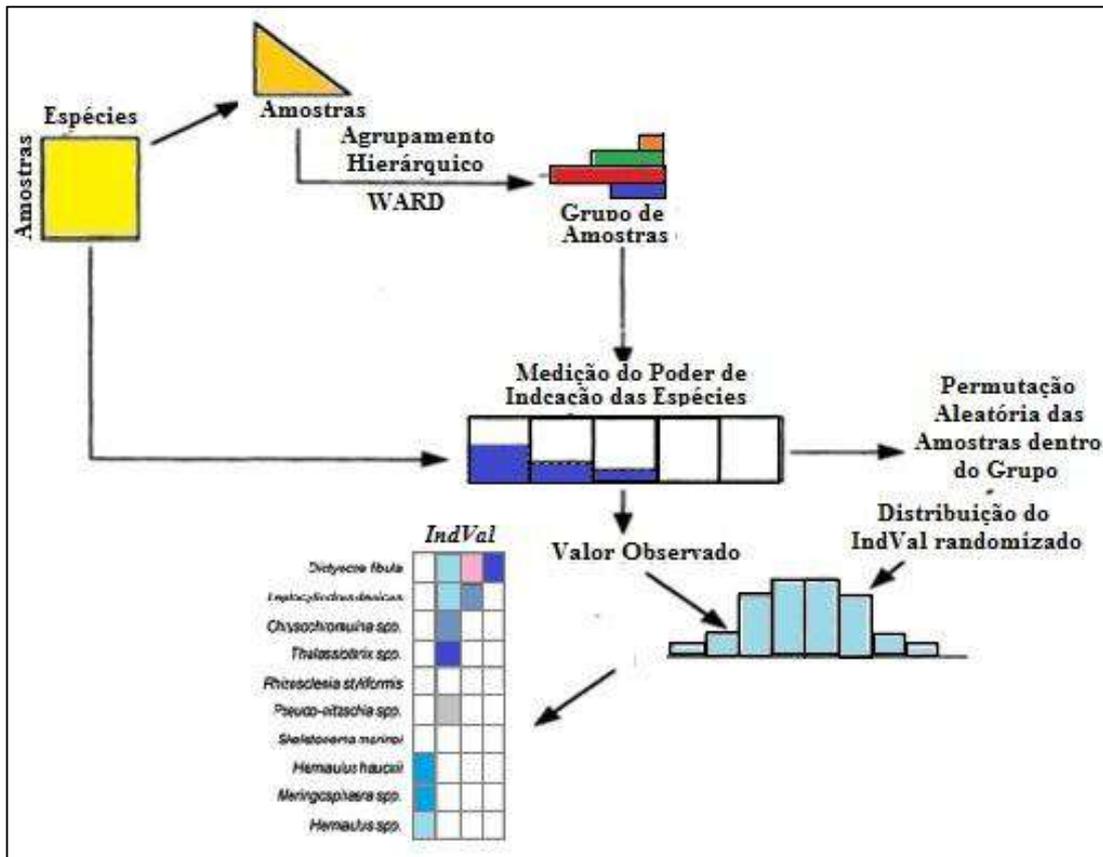


Figura 8 - Diagrama das etapas para análise do Valor Indicativo das Espécies – IndVal. Adaptado de DUFRENE e LEGENDRE (1997).

5.4.3.3 Análise de Ordenação e Partição de Variância

A avaliação da relação da densidade de organismos zooplancônicos com as variáveis ambientais, espaciais e temporais foi realizada pela técnica de Análise de Redundância Canônica – RDA. Sendo que o processamento foi realizado com o *software* CANOCO 4.5 (BORCARD *et al.*, 1992; ANDERSON e GRIBBLE, 1998; LEGENDRE e GALLAGHER, 2001; ter BRAAK e ŠMILAUER, 2002).

A matriz ambiental foi composta pelas variáveis físico-químicas analisadas e as densidades de grupos morfofuncionais de fitoplâncton. A matriz temporal apresenta dados

dummy sobre o período sazonal (chuvoso e seco) e categóricos sobre a faixa horária da coleta. A matriz espacial foi formada tanto por dados *dummy*, tipo de ambiente (rio ou lago) e região amostrada (litorânea ou limnética), quanto numéricos, distância linear da barragem, distância da margem mais próxima, e PCNM - *Principal Coordinates of Neighbourhood Matrix*.

Os PCNM's foram compostos por 14 autovetores gerados a partir da Análise de Coordenadas Principais – PcoA da matriz de distâncias geográficas, obtida com base na latitude e longitude dos pontos de coleta.

A seleção das variáveis que apresentaram significância em relação à variação observada nos dados biológicos foi realizada através do teste de Monte Carlo com 9999 permutações (LEGENDRE, 2008; DRAY *et al.*, 2012; BLANCHET *et al.*, 2014).

Os valores do traço canônico, que representa a proporção da variância na matriz biológica explicada pelas matrizes testadas no RDA, foram ajustados de acordo com a metodologia proposta por LEGENDRE (2008), onde:

$$R_a^2 = 1 - (1 - R^2) \left(\frac{n - 1}{n - m - 1} \right)$$

Sendo:

R^2 = Coeficiente de determinação

R_a^2 = Coeficiente de determinação ajustado

n = número de espécies

m = números de variáveis utilizadas no RDA

A técnica de estudo de Partição de Variância foi aplicada através da realização do RDA entre a matriz biológica e as matrizes ambientais, espaciais e temporais, para determinar suas influências únicas e compartilhadas sobre a variabilidade da comunidade (BOCARD *et al.*, 1992; LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

A série de passos para a solução algébrica para a determinação das influências únicas e compartilhadas dos aspectos ambientais, espacial e temporais sobre a variância da densidade de organismos zooplanctônicos na área de estudo, encontram-se descritos na figura 9.

5.4.3.4 Estrutura das metacomunidades

Para avaliar o padrão estrutural das metacomunidades de organismos zooplanctônicos ao longo do gradiente ambiental, foram utilizadas matrizes binárias de amostras x espécies (excluindo as espécies raras) (PRESLEY *et al.* 2009), para o período amostral (chuvoso e seco) e os grupos taxonômicos (Cladocera, copepoda e rotifera). Utilizou-se o pacote *metacom* (DALLAS, 2014) para ambiente R versão 3.2.3 (R CORE

TEAM, 2015), conforme script adaptado (Apêndice A). As matrizes de dados foram importadas utilizando o pacote *Rcommander* (FOX, 2005).

A metodologia empregada se baseia na identificação Elementos Estruturais da Metacomunidade (EMS – *Elements of Metacommunities Structure*) descritos por LEIBOLD e MIKKELSON (2002) e modificada por PRESLEY *et al.* (2010) onde, através do uso do método de ordenação de Análise de Correspondências (CA), as amostras e as espécies são dispostas em uma matriz de modo que as assembléias e as distribuições semelhantes sejam adjacentes (TONKIN *et al.*, 2015).

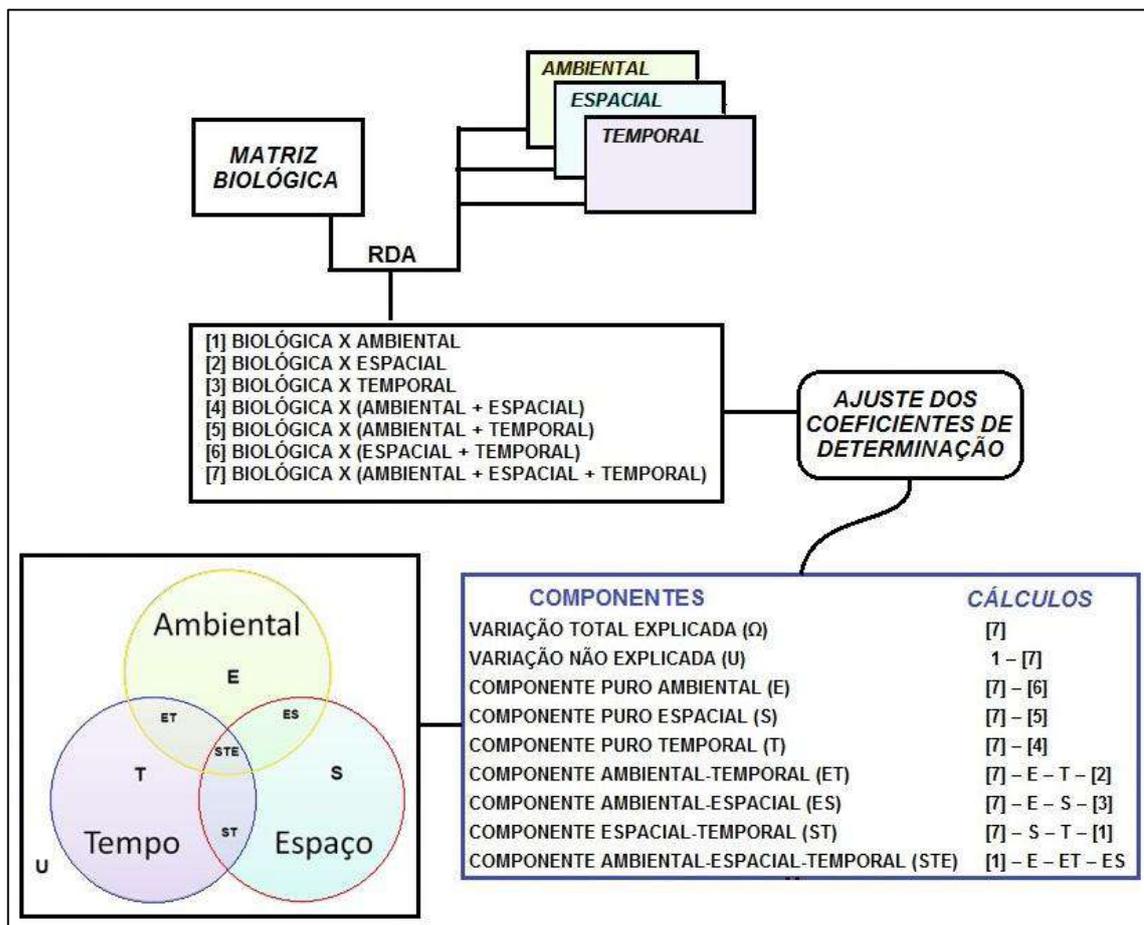


Figura 9 – Esquema da metodologia proposta para a aplicação da técnica de partição de variância entre matrizes ambientais, espaciais e temporais

O eixo primário da ordenação representa o melhor arranjo das amostras com o elo mais forte entre a composição das comunidades e a distribuição das espécies no espaço, sendo as variáveis ambientais que estão fortemente correlacionadas a este eixo importantes para a estruturação das comunidades (LEIBOLD e MIKKELSON, 2002; TONKIN *et al.*, 2015).

O estudo foi baseado na avaliação da coerência na distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental (*Coherence*), na análise de permutação das espécies no espaço (*Turnover*) e na análise pelo índice de Morisita do padrão de aglomeração das

metacomunidades (*Boundary Clumping*), que mede a dispersão das espécies entre os pontos de coleta. A significância foi testada aplicando-se o modelo nulo com 9999 repetições e mantendo-se fixa nas amostras a riqueza de espécies. A sequência lógica de procedimentos para a determinação da estrutura da meta comunidades está descrita na figura 10.

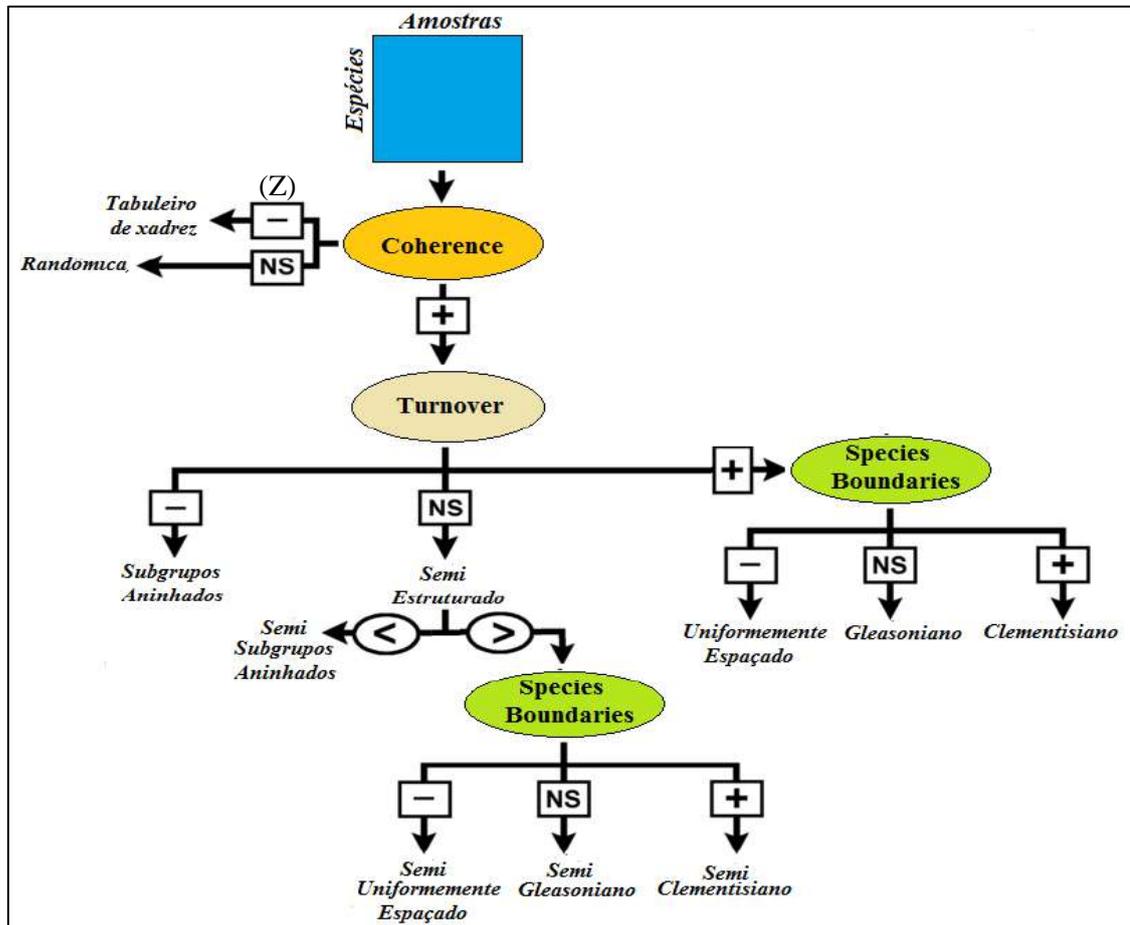


Figura 10 – Elementos da análise da estrutura das metacomunidades. ns:não significativo

5.4.4 Ecologia Funcional

Para a realização dos estudos sobre a ecologia funcional da comunidade zooplancônica, além da matriz de densidades de todas as espécies amostradas (colunas) em relação aos pontos amostrais (linhas) e da matriz que relaciona os parâmetros ambientais (colunas) com os sítios amostrais (linhas), foi elaborada a matriz de caracteres funcionais (colunas) em relação as espécies (linhas).

Foram definidos seis traços funcionais da comunidade zooplancônica estudada:

- Três morfológicos: a) Classe de tamanho médio do corpo em micrômetros (<200, 200-400, 400-800, 800-1200, 1200-1600, >1600), que está relacionado a vários aspectos da vida dos organismos (BENEDETTI *et al.*, 2015); b) presença de estrutura de proteção (espinhos, lóricas, etc.) e c) formação de colônias;

- Um fisiológico: Grupo trófico (carnívoros, herbívoros, onívoros, detritívoros);
- Dois comportamentais: a) Mecanismo de escape de predadores (natação rápida, natação lenta, parar e saltar e sésseis) e b) forma de alimentação (filtração, raptorial e microfágico).

Enquanto que os traços morfológicos foram determinados através das atividades laboratoriais, as informações sobre os traços funcionais fisiológicos e comportamentais da comunidade zooplancônica amostrada, foi baseada na análise da literatura científica disponível nas bases de dados digitais.

5.4.4.1 Grupos Funcionais do Zooplâncton

A definição dos grupos funcionais da comunidade zooplancônica foi realizada inicialmente pela aplicação da técnica de Análise de Correspondência Múltipla (MCA) sobre a matriz de traços funcionais, para se definir o espaço funcional (BENEDETTI *et al.*, 2015) (Fig. 11).

Em seguida, as coordenadas das espécies nos eixos de MCA que demonstraram significância, foram utilizadas para calcular a distância euclidiana entre as espécies no espaço funcional (BENEDETTI *et al.*, 2015). E posteriormente, esta matriz de distâncias foi submetida ao método de Agrupamento Hierárquico baseado no Componente Principal (HCPC), pelo método de agregação de Ward, para identificação dos grupos funcionais (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

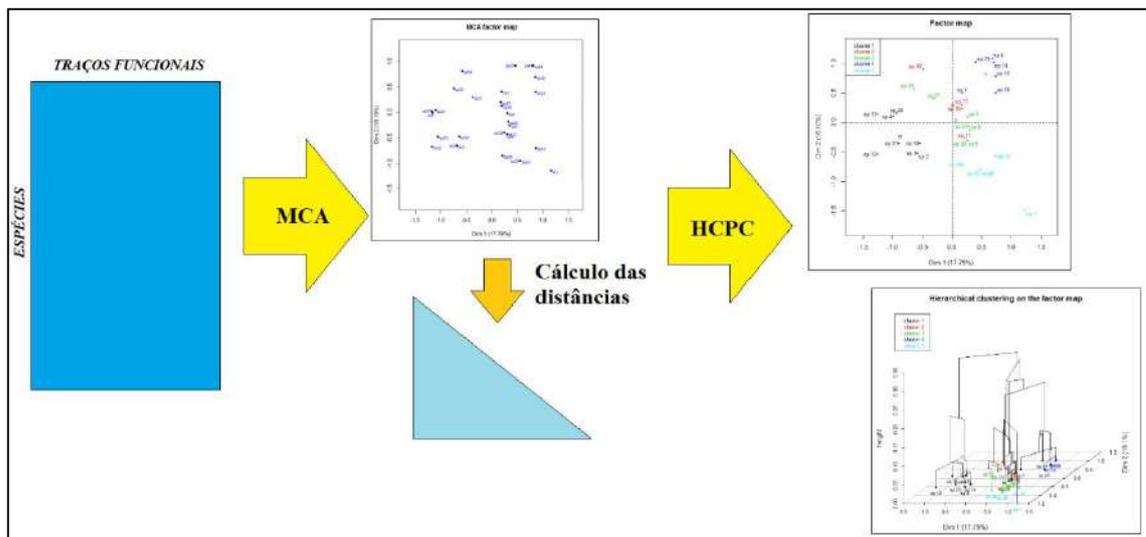


Figura 11 – Sequência de análises para definição dos grupos funcionais de organismos zooplancônicos. MCA – Análise de Correspondência Múltipla; HCPC - Agrupamento Hierárquico baseado no Componente Principal.

O MCA foi o método escolhido pois, segundo HUSSON *et al.* (2010), é indicado como um método de ordenação robusto e adequado para análise multivariada de variáveis categóricas como as utilizadas no estudo.

Foi empregado o pacote *FactoMineR* (HUSSON, 2009) para ambiente R, utilizando-se o script adaptado apresentado no Apêndice B.

5.4.4.2 Diversidade Funcional

A diversidade funcional da comunidade zooplanctônica foi estimada pelo índice de riqueza funcional proposta por PETCHEY e GASTON (2002), utilizando-se os pacotes computacionais *picante* (KEMBEL *et al.*, 2010) e *ade4* (DRAY e DUFOUR, 2007), para ambiente R.

O índice de riqueza funcional é baseado na estimativa de quanto do espaço nos nichos presentes no ambiente se encontra preenchido através da medição da complementaridade entre as espécies, baseada em uma matriz de distância (PETCHEY e GASTON, 2002; RODRIGUES e GASTON, 2002).

A partir de um dendograma de agrupamento das amostras pelo método de agrupamento hierárquico de Ward, a riqueza funcional foi calculada pela soma dos comprimentos dos ramos de classificação (PETCHEY e GASTON, 2006; PODANI e SCHMERA, 2006; PETCHEY e GASTON, 2007) (Apêndice C).

5.4.4.3 Relação entre traços funcionais e parâmetros ambientais

Com o objetivo de identificar as possíveis interações entre o gradiente ambiental e os traços funcionais da comunidade zooplanctônica, foi empregado a interação entre as abordagens do quarto-canto (*fourth-corner*) e análise RLQ, proposta por DRAY *et al.* (2014). Segundo KLEYER *et al.* (2012), a interação entre estas duas técnicas de estudo se configura como o método mais integrado para a análise da relação entre parâmetros ambientais e traços funcionais.

A análise de ordenação de três tabelas (RLQ) busca de forma simultânea combinações lineares entre os traços funcionais (R) e as combinações lineares entre as variáveis ambientais (Q), ponderadas pela tabela de distribuição de espécies (L) (BRIND'AMOUR *et al.*, 2011; PEKEMAN, 2011). Por outro lado, a abordagem do quarto-canto combina as três tabelas em uma quarta matriz (D) que descreve a associação bivariada

entre os traços funcionais e os parâmetros ambientais, que são testadas para avaliar a significância destas associações (DRAY *et al.*, 2014) (Fig. 12).

A integração entre esses dois métodos permite avaliar e testar relação dos traços funcionais com os dois primeiros eixos do ordenamento de R e dos parâmetros ambientais com os dois primeiros eixos do ordenamento Q. Assim, esta se configura em uma metodologia de análise capaz de resumir a estrutura multivariada em relação aos traços funcionais e os aspectos ambientais, e ao mesmo tempo testar a importância das associações formadas entre estes (DRAY e LEGENDRE, 2008; TER BRAAK *et al.*, 2012; DRAY *et al.*, 2014).

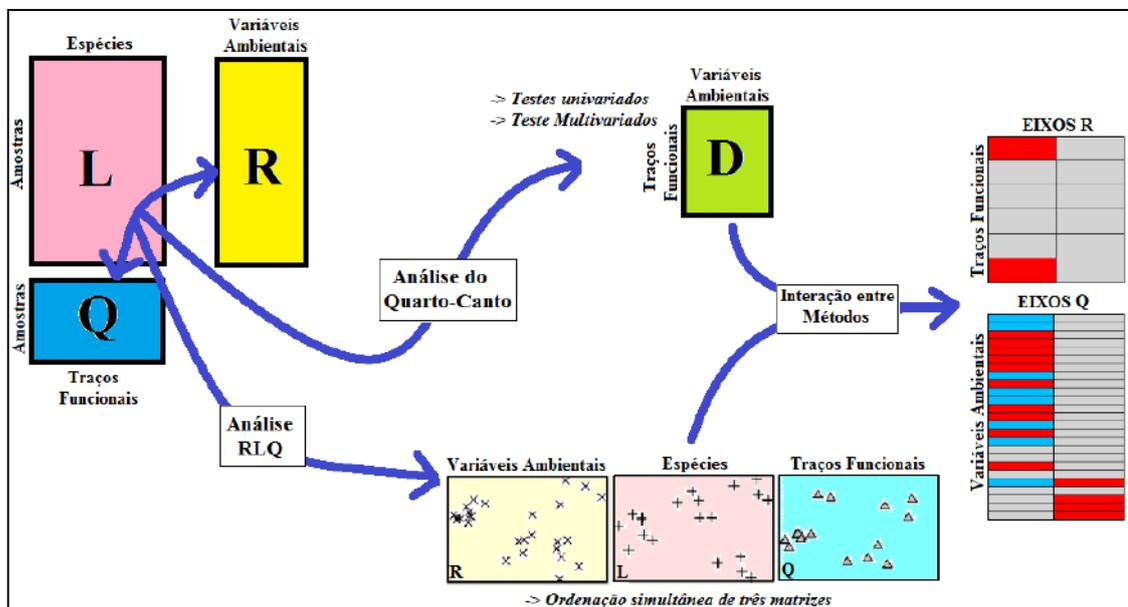


Figura 12 – Representação esquemática da integração das análises do quarto-canto e RLQ. Adaptado de BRIND'AMOUR *et al.* (2011)

A aplicação durante o processamento de técnicas de randomização, com 49999 permutações, e do teste de ajuste dos valores de p através do método *False Discovery Rate* - FDR (BENJAMINI e HOCHBERG, 1995), foram incorporados ao processamento dos dados, que se realizou em ambiente R através do pacote *ade4* (Apêndice D).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Aspectos ambientais

Foram observadas as maiores médias de temperatura na superfície da água ($29,2 \pm 0,1^\circ\text{C}$) e pH ($8,0 \pm 0,1$) nas amostragens realizadas no período seco, enquanto que o período chuvoso apresentou os maiores teores médios de turbidez ($6,3 \pm 1,3$ NTU),

condutividade elétrica ($14,5 \pm 8,4 \text{ mS.cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos ($19,1 \pm 43,7 \text{ mg.l}^{-1}$), ferro ($0,43 \pm 0,1 \text{ mg.l}^{-1}$), sílica ($12,4 \pm 1,0 \text{ mg.l}^{-1}$) e saturação de OD ($96,4 \pm 6,7 \%$) (Fig. 13).

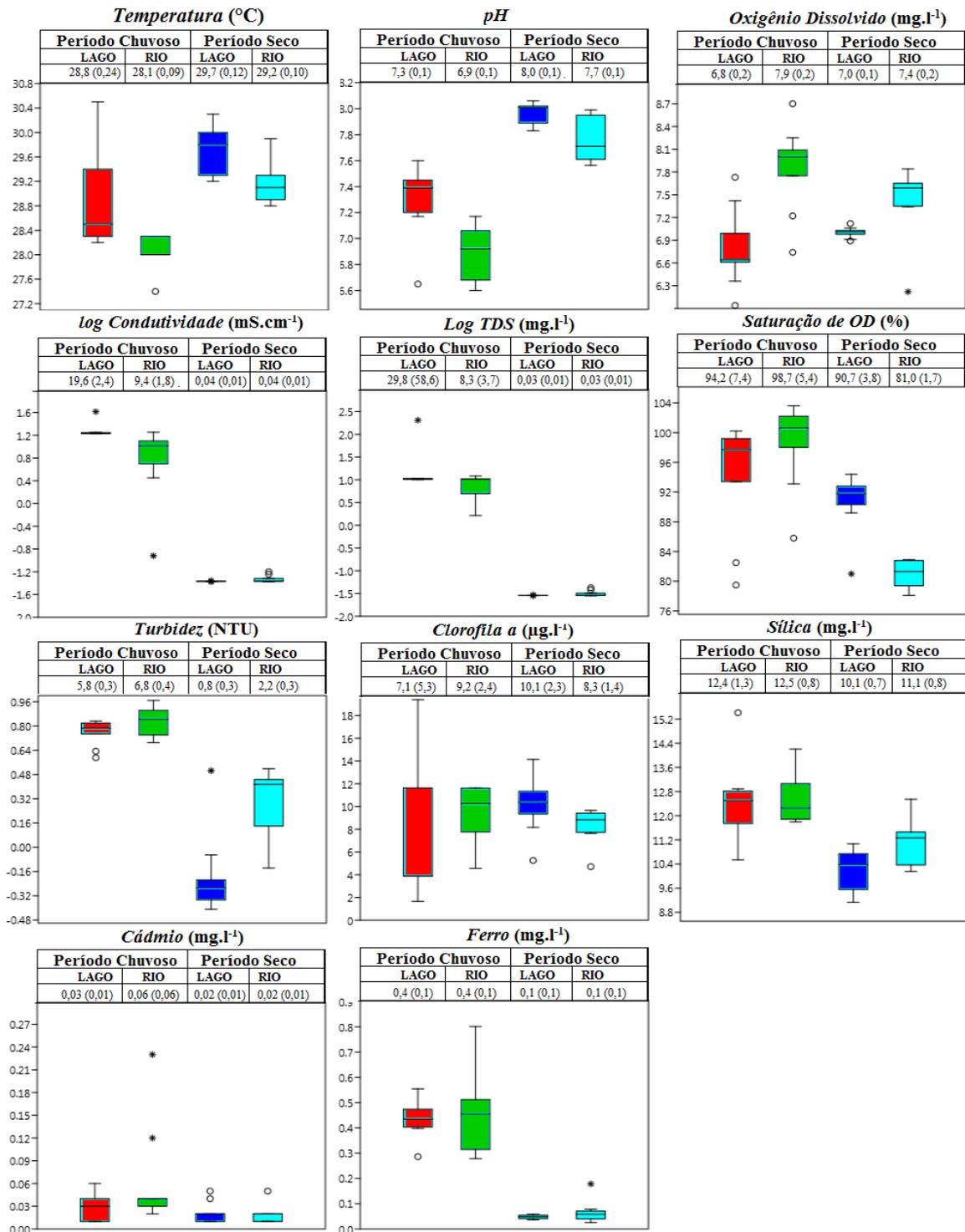


Figura 13 – Média, desvio padrão e gráficos BoxPlot das variações dos parâmetros ambientais: Temperatura da água na superfície, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, turbidez, teor de clorofila a, oxigênio dissolvido, saturação de OD, Sólidos Totais Dissolvidos, Sílica, Ferro e Cádmiu, em relação ao ambiente e período sazonal no médio curso do rio Tocantins.

Segundo a classificação de Köppen, na área de estudo o tipo climático dominante é Aw, tropical com duas estações climatológicas bem definidas (POMPÊO *et al.*, 2002). Este padrão sazonal regional da sub-bacia 23 do rio Tocantins, apresenta um período de estiagem ao longo de 3 ou 4 meses marcado por um déficit hídrico moderado e elevados níveis de insolação (RESCHKE *et al.*, 2012). Esta característica climática favorece a elevação da temperatura média na superfície de corpos hídricos e, aliado a redução da vazão durante o período de estiagem, podem acentuar o efeito de processos internos que tendem a elevação do pH nos corpos hídricos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O período chuvoso na região, com médias mensais de precipitação superiores a 180 mm, favorece a ocorrência de processos de lixiviação ao longo da sub-bacia, influenciando os aspectos físico-químicos dos corpos hídricos. Neste período sazonal é frequentemente associado com o aumento de compostos particulados, turbidez, condutividade elétrica e os teores de ferro e sílica nos corpos hídricos (COSTA *et al.*, 2013).

O ambiente rio no período chuvoso e ambiente lago no período seco apresentaram os teores médios de clorofila a mais elevados, $9,2 \pm 2,4$ e $10,1 \pm 2,3$ $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente. Os maiores teores médios de oxigênio dissolvido ocorreram no ambiente rio, nos dois períodos sazonais, o que pode estar relacionado com o efeito hidrodinâmico da barragem no trecho do rio imediatamente a jusante, associada as características geomorfológicas do trecho em questão.

Os maiores teores de nitrato foram observados no ambiente rio durante o período chuvoso ($1,3 \pm 2,1$ mg.l^{-1}), em contrapartida as maiores concentrações de nitrogênio ocorreram no ambiente rio durante o período seco ($6,5 \pm 5,5$ mg.l^{-1}) e no lago durante o período chuvoso ($4,3 \pm 3,5$ mg.l^{-1}).

A concentração média de fósforo total foi mais elevada no ambiente lago durante o período chuvoso ($3,3 \pm 1,1$ mg.l^{-1}), enquanto a concentração média de ortofosfato manteve-se relativamente constante em relação aos ambientes e períodos sazonais, com aproximadamente $0,3$ mg.l^{-1} (Fig. 14).

A relação entre o aporte de nutrientes nos rios e reservatórios e a pluviosidade já é bem conhecida e tem ação direta sobre a produtividade destes ecossistemas (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000; SCHOLTEN *et al.*, 2005). Em reservatórios tropicais, devido as dinâmicas próprias estabelecidas pelas condições climáticas, este aporte de nutrientes pode atuar como um agente promotor de processos de eutrofização, além de provocar mudanças na estrutura das metacomunidades.

Os padrões de variação observados nos parâmetros físico-químicos foram semelhantes aos relatados por MARQUES (2006) e BESSA (2008) no reservatório de Lajeado, a montante da área de estudo, e por ESPÍNDOLA *et al.* (2000) e BEZERRA *et al.* (2015) no reservatório de Tucuruí, baixo Tocantins.

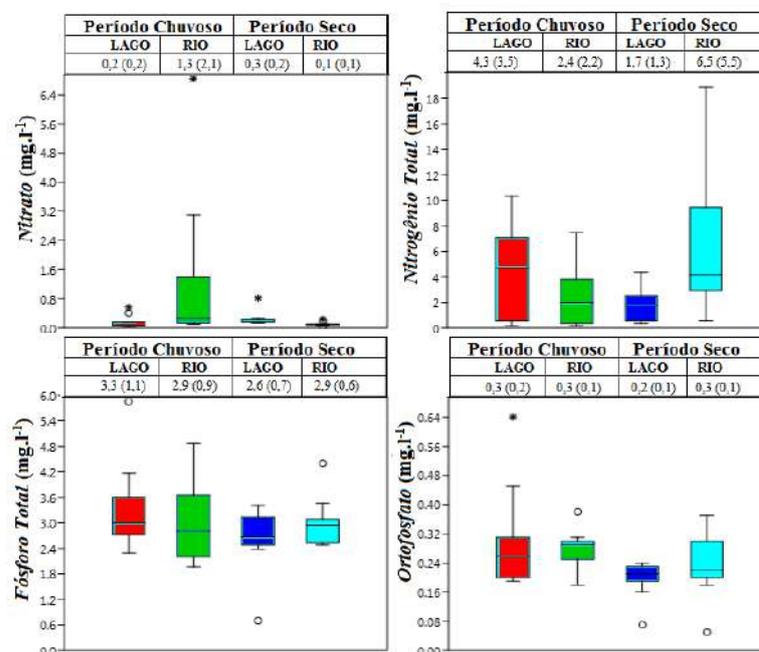


Figura 14 - Média, desvio padrão e gráficos BoxPlot das variações dos parâmetros ambientais: Nitrato, Nitrogênio Total, Ortofosfato e Fósforo Total, em relação ao ambiente e período sazonal no médio curso do rio Tocantins.

A região em estudo apresentou variações significativas ($p \leq 0,05$) em todos os parâmetros ambientais estudados em relação a sazonalidade. O tipo de ambiente somente foi significativo em relação a variância da temperatura, pH e condutividade elétrica. A Análise de Variância realizada também demonstrou haver uma interação significativa entre o tipo de ambiente e o período sazonal, sobre os parâmetros analisados, com exceção da temperatura da água na superfície, pH e sólidos totais dissolvidos (Tab.1).

Os *outliers* observados ao longo da amostragem realizada no lago ocorreram nos pontos amostrais sob influência dos braços do reservatório formados nas bacias dos ribeirões Curicaca, Santana e Mosquito, a montante da barragem da UHE de Estreito. No ambiente rio, a ocorrência de *outliers* esteve associada à proximidade da barragem e da foz do rio Itauéiras, a montante da cidade de Porto Franco.

A relação entre a sazonalidade e as alterações de parâmetros ambientais em reservatórios tropicais está diretamente relacionada com o padrão dendrítico deste reservatório (TUNDISI, 2006). Nesse sentido, elevações em parâmetros como a condutividade elétrica, turbidez e elementos frequentes no solo como o Ferro, normalmente,

estão relacionados com a entrada de tributário no corpo principal do lago (CAVALCANTE, 2012), e têm seus padrões de variações afetados pelo elevado tempo de residência destes corpos hídricos (SPIELBERG, 2010) (Fig. 15).

Tabela 1 – Resultado da *perANOVA* dos parâmetros físico-químicos em relação ao período sazonal (Seco e Chuvoso) e ao ambiente de coleta (Lago e Rio) na área de influência direta da barragem da UHE de Estreito, rio Tocantins.

PARÂMETRO	Ambiente (Lago e Rio)	Sazonalidade (Seco e Chuvoso)	Interação
Temperatura	<0,01*	<0,01*	0,64
pH	<0,01*	<0,01*	0,44
Condutividade Elétrica	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Sólidos Totais Dissolvidos	0,10	<0,01*	0,11
Saturação de Oxigênio Dissolvido	0,09	<0,01*	0,02*
Oxigênio Dissolvido	0,09	<0,01*	0,02*
Turbidez	0,08	<0,01*	<0,02*
Clorofila a	0,09	<0,01*	<0,02*
Cádmio	0,08	<0,01*	<0,02*
Ferro	0,09	<0,01*	<0,01*
Ortofosfato	0,09	<0,01*	<0,01*
Nitrato	0,08	<0,01*	<0,02*
Sílica	0,08	<0,01*	<0,02*
Nitrogênio Total	0,09	<0,01*	0,01*
Fósforo Total	0,09	<0,01*	<0,01*

* Significante ($p \leq 0,05$)

6.1.1 Grupos Morfofuncionais do fitoplâncton

Os taxa de organismos fitoplanctônicos listados por NEGREIROS MENDES (2015), em estudos sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito, foram agrupados em 22 grupos morfofuncionais de algas (Tab. 2).

A amostragem realizada no período chuvoso apresentou densidades mais elevadas de algas, tanto no lago (472 ± 489 ind.l⁻¹) quanto no ambiente rio (423 ± 279 ind.l⁻¹). Nos pontos localizados no trecho do lago, 51,4% da densidade de algas é composta pelos grupos morfofuncionais formados por grandes diatomáceas cêntricas (6a-LargeCent), representado principalmente por algas do gênero *Aulacoseira*, e por algas verdes da ordem Chlorococcales sem bainha (11a-NakeChlor), com dominância dos gêneros *Pediastrum* e *Monactinus*.

Durante o período seco, os dinoflagelados de pequeno porte (2b-SmallDino) representaram 30,1% da densidade de algas no ambiente lago, sendo o gênero *Peridinium* o único componente deste grupo. Grandes conjugatofíceas e clorofíceas unicelulares (8a-

LargeCoCh) foi o segundo grupo mais frequente, com 13,5%, sendo este grupo principalmente representado pelo gênero *Staurastrum*. No ambiente rio, 47,6 % da densidade média de algas foi composta por diatomáceas grandes da ordem Pennales (6b-LargePenn).

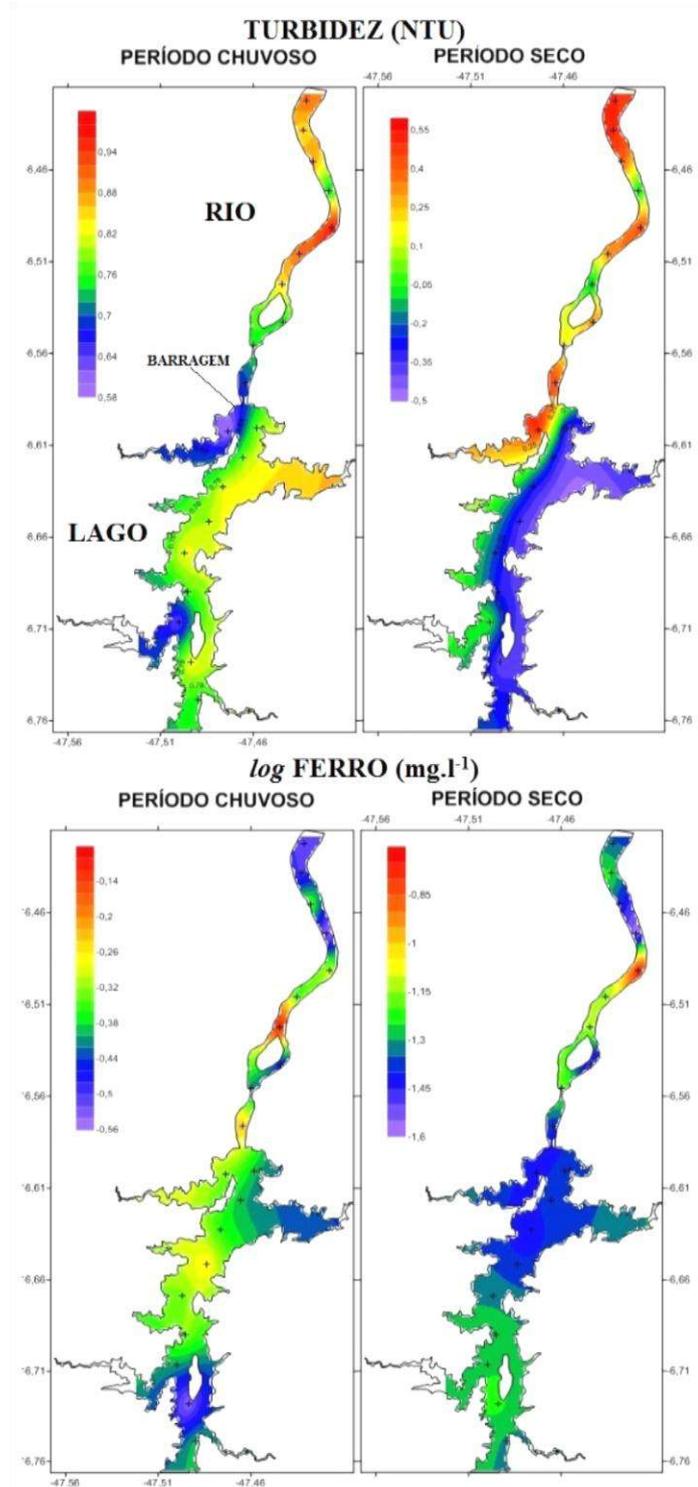


Figura 15 – Padrão dos valores de Turbidez, Ferro e Condutividade Elétrica a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito, rio Tocantins, ao longo de dois períodos sazonais.

A análise de distribuição espacial dos grupos morfofuncionais de algas fitoplanctônicas demonstrou uma nítida separação entre as amostras dos ambientes lago e rio,

assim como entre os períodos sazonais (Fig. 16). A maior heterogeneidade na composição da ficoflórula observada no ambiente rio, pode estar relacionada com o comportamento lótico do trecho estudado, principalmente no período de estiagem.

A redução do nível no rio leva ao aparecimento de áreas rasas, com profundidade média inferior a 2 metros, inclusive com o aparecimento de formações rochosas no meio do corpo hídrico. Enquanto isso, a variação no nível não se configura como um fator de stress no ambiente lago.

Os agrupamentos formados por pequenas clorofíceas (9b-SmallChlor), crisofíceas (9c-SmallChry2), dinofíceas (2b-SmallDino) e outras pequenas algas unicelulares (9d-SmallUnic), assim como grandes conjugatófíceas e clorofíceas unicelulares (8a-LargeCoCh) e Grandes Chroococcales vacuoladas (5b-LargevacC) foram predominantes na maioria dos pontos no lago durante o período seco.

As amostras no ambiente lago durante o período chuvoso, com exceção dos pontos próximos a barragem (09C e 10C) e da amostra 04C, apresentaram uma composição formada predominantemente por grandes diatomáceas cêntricas (6a-LargeCent), colônias de clorofíceas com e sem bainha gelatinosa (11b-GelaChlor e 11a-NakeChlor, respectivamente) e cianofíceas filamentosas da ordem Oscillatoriales (5a-FilaCyano).

Os pontos amostrais no ambiente rio foram caracterizados pela dominância de grandes diatomáceas Penales (6b-LargePenn) durante o período chuvoso enquanto pequenas Penales (7b-SmallPenn), conjugatófíceas (9a-SmallConj), Chroococcales não vacuolados (5c-OtherChroo) e clorofíceas filamentosas (10b-FilaChlor) ocorreram principalmente no período seco.

A estrutura das comunidades de algas nos ambientes é bem distinta, onde o ambiente lago detêm as espécies de maior densidade, enquanto o ambiente rio abriga a maior riqueza de espécies (NEGREIROS MENDES, 2015).

As mudanças estruturais no ambiente causadas pelo estabelecimento do reservatório podem ser apontadas como um dos principais fatores que levam a redução da biodiversidade neste ambiente, em prol da formação de florações de algas com maior capacidade de adaptação aos novos habitats formados, como é o caso de dinofíceas do gênero *Peridinium* (KI e HAN, 2008).

Tabela 2 – Densidade média e frequência relativa dos grupos morfofuncionais da comunidade fitoplancônica ao longo dos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito, em relação ao período sazonal (Chuvoso e seco) e tipo de ambiente (Lago e Rio).

	PERÍODO CHUVOSO						PERÍODO SECO					
	LAGO			RIO			LAGO			RIO		
	Densidade (ind.l-1)	Freq. (%)										
1c-LargeEugl (Grandes Chrysophyitas/Haptophyitas)	0,6(±0,5)	0,1	0,8(±0,8)	0,2	0,2(±0,5)	0,1	0,4(±0,6)	0,2				
2b-SmallDino (Pequenas Dinophyitas)	5,4(±4,4)	1,3	-	-	53,7(±39,7)	30,1	0,5(±0,7)	0,2				
2c-SmallEugl (Pequenas Euglenophyitas)	0,3(±0,7)	0,1	1,4(±2,2)	0,3	-	-	0,5(±0,5)	0,2				
2d-Crypto (Cryptophyitas)	3,7(±9,1)	0,9	2,2(±2,6)	0,5	0,1(±0,2)	<0,1	0,7(±1)	0,2				
5a-FilaCiano (Oscillatoriales)	17,5(±15,1)	4,1	0,8(±0,9)	0,2	2,1(±1,6)	1,2	0,4(±0,5)	0,1				
5b-LargevacC (Grandes Chroococcales vacuoladas)	3,4(±2,6)	0,8	0,6(±0,8)	0,1	7,3(±4,8)	4,1	0,4(±0,6)	0,2				
5c-OtherChroo (Chroococcales não vacuolados)	8,5(±9,8)	2,0	17,1(±7,1)	3,6	6,9(±3,7)	3,9	11,1(±5,4)	3,8				
5d-SmallChroo (Pequenas colônias, Chroococcales)	7,2(±4,6)	1,7	1,5(±1,3)	0,3	12,4(±8,2)	6,9	9,7(±4,3)	3,3				
5e-Nostocales (Nostocales)	13,5(±24,9)	3,2	72,6(±128,3)	15,4	0,8(±2,1)	0,4	7,5(±5,1)	2,6				
6a-LargeCent (Grandes Centrales)	111,7(±107,9)	26,4	5,5(±3,6)	1,2	9,6(±7,8)	5,4	4,2(±2,8)	1,4				
6b-LargePenn (Grandes Penales)	21,5(±37,9)	5,1	272,2(±426,2)	57,6	3,2(±6,8)	1,8	138,2(±329,5)	47,6				
7a-SmallCent (Pequenas Centrales)	0,1(±0,4)	<0,1	-	-	0,2(±0,6)	0,1	0,2(±0,4)	0,1				
7b-SmallPenn (Pequenas Penales)	2,6(±5,9)	0,6	1,9(±1,3)	0,4	1,3(±2,8)	0,7	4(±2,1)	1,4				
8a-LargeCoCh (Grandes Conjugatophyitas /Chlorophyitas unicelulares)	36,1(±27,1)	8,5	12,9(±7,9)	2,7	24,1(±13,5)	13,5	10,5(±6,6)	3,6				
9a-SmallConj (Pequenas conjugatophyitas unicel.)	31,7(±32,1)	7,5	34,3(±20)	7,3	11(±9,5)	6,2	36,8(±28,4)	12,6				
9b-SmallChlor (Pequenas Chlorococcales unicel.)	1,1(±1,1)	0,3	0,8(±1)	0,2	5,2(±3,6)	2,9	0,7(±1,5)	0,2				
9c-SmallChry2 (Pequenas Chrysophyitas)	10,4(±17,7)	2,5	0,9(±1,5)	0,2	10,6(±7,3)	5,9	0,3(±0,6)	0,1				
9d-SmallUnic (Outros grupos de pequenos unicel.)	1,1(±1,1)	0,3	1,1(±1,2)	0,2	6,9(±5,2)	3,9	6,2(±7,2)	2,1				
10b-FilaChlor (Conjugatophyitas filament.)	3,4(±5,2)	0,8	6,1(±4,3)	1,3	1,2(±0,6)	0,7	3,6(±4,5)	1,2				
11a-NakeChlor (Chlorococcales colônias sem bainha)	105,5(±194,1)	25,0	12,6(±6,5)	2,7	10,9(±2,6)	6,1	16,4(±11,2)	5,6				
11b-GelaChlor (Chlorococcales colônias gelatinosas)	20,8(±24,4)	4,9	1,9(±1,7)	0,4	1,9(±1,6)	1,1	1,9(±2,9)	0,6				
11c-OtherCol (Outras colônias)	16,1(±25,5)	3,8	25,2(±9,7)	5,3	8,8(±9,6)	4,9	37,2(±30,4)	12,7				
TOTAL	472(±489)		423(±279)		292(±432,1)		178,4(±65,3)					

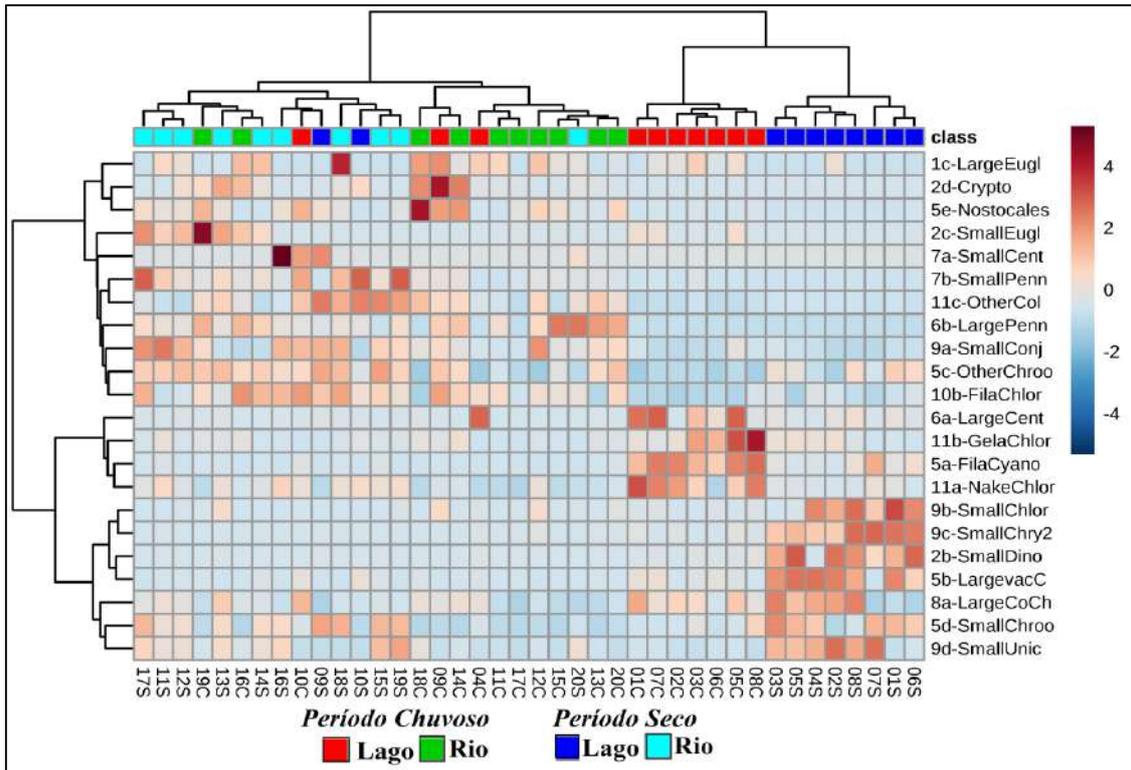


Figura 16 – Padrão de distribuição de Grupos Morfofuncionais de organismos fitoplanctônicos na área de influência da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).

6.1.2 Estado trófico

A avaliação do estado trófico da área estudada, com base nos teores de clorofila a e fósforo total, apresentou variação significativa ($p < 0,01$) somente em relação ao tipo de ambiente (lago e rio), não sendo significativa em relação a sazonalidade ($p = 0,43$) e a interação entre a sazonalidade e o tipo de ambiente ($p = 0,06$).

Os pontos amostrais localizados no ambiente lago, apresentaram valores médios do IET de $48,3(\pm 2,1)$, caracterizando o ambiente como predominantemente oligotrófico. Já as amostras no ambiente rio, a jusante da barragem, apresentaram-se predominantemente mesotróficos, com valores médios do IET de $54,2(\pm 1,5)$ (Fig. 17).

Apesar dos teores de fósforo total e clorofila-a no ambiente lago terem apresentado maior amplitude de variação, as características lóxicas no ambiente rio levam a uma maior probabilidade de re-suspensão e disponibilização de nutrientes, afetando de forma direta o estimador do estado trófico (LAMPARELLI, 2004).

Outros fatores que podem ter contribuído para a condição mesotrófica no trecho do rio estudado seriam: a relação direta com a área urbana do município de Estreito - MA, e por consequência o despejo de poluentes urbanos de forma pontual e difusa; e a forma de captação da água para as turbinas da UHE, que pode estar liberando a jusante massas de água

ricas em nutrientes, devido a mineralização da biomassa vegetal submersa pelo enchimento do reservatório.

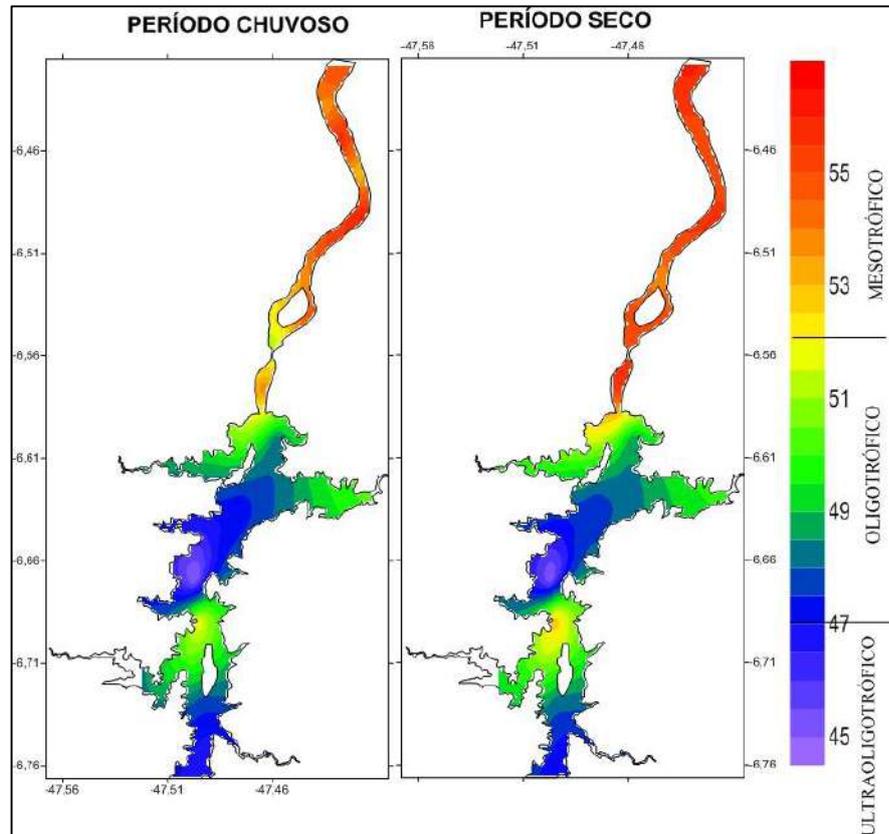


Figura 17 – Variação estimada do Índice de Estrado Trófico de Lamparelli nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito, ao longo de dois períodos sazonais: chuvoso (fev/2013) e seco (ago/2013).

Apesar de ser esperada uma relação direta entre o estado trófico do corpo hídrico e a riqueza de espécies (MERAYO e GONZÁLEZ, 2010), as amostragens no ambiente lago apresentaram uma maior riqueza de espécies, esta maior riqueza pode estar relacionada a formação de um maior número de mesoambientes devido ao estabelecimento do reservatório, que tem sua complexidade relacionada a fatores como a variação da profundidade e o padrão dendrítico formado pelos afluentes associados ao lago (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008; BEGON *et al.*, 2008).

6.2 Composição, riqueza, diversidade e frequência do zooplâncton

Foram identificados 145 taxa de organismos zooplanctônicos dos quais 102 foram identificados a nível infra genérico. A classe Rotifera apresentou a maior riqueza com 90 taxa distribuídos em 25 gêneros e 15 famílias, seguida de microcrustáceos da subordem Cladocera com 42 taxa, 15 gêneros e 6 famílias.

A subclasse Copepoda apresentou a menor riqueza durante a amostragem com 7 taxa identificados na ordem Cyclopoida, distribuídos em 7 gêneros e 2 classes, 5 taxa da ordem Calanoida, com 5 gêneros e duas classes, e 1 representante da ordem Hapaticoida.

A comparação entre a curva de suficiência amostral e as curvas dos estimadores de riqueza, demonstram que o levantamento realizado correspondeu de 69 a 84% da riqueza estimada na área pelo estimador Chao 2, de 74 a 79% em relação ao Jackknife 1 e entre 63 a 73% da riqueza estimada pelo Jackknife 2 (Fig. 18).

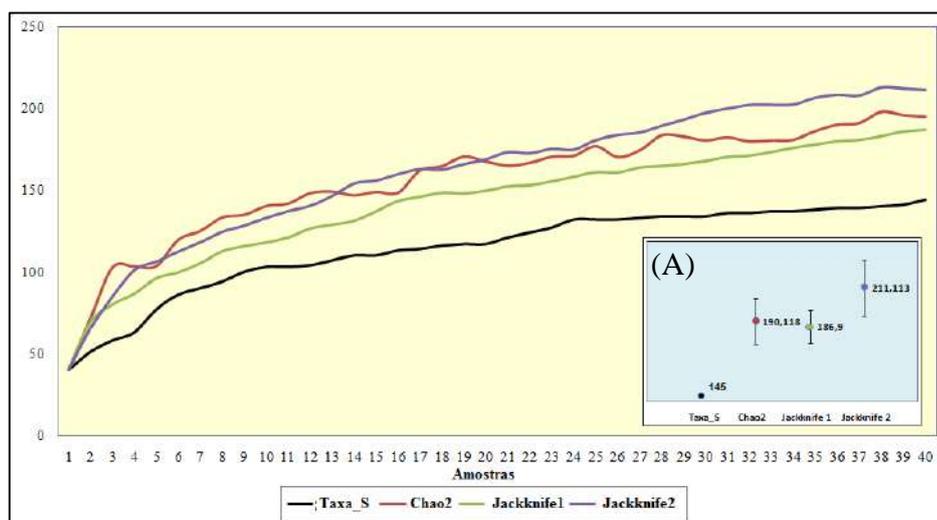


Figura 18 - Comparação entre a curva de acúmulo de taxa de organismos zooplânctônicos e as curvas dos estimadores não-paramétricos: Jackknife 1, Jackknife 2 e Chao2, nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins). (A) intervalo de variação dos estimadores de riqueza com base no modelo nulo.

As amostras no ambiente lago apresentaram a maior riqueza com a ocorrência de 124 taxa, sendo 44 exclusivas deste ambiente, quando comparados aos 101 taxa ocorrentes no ambiente rio, com somente 21 exclusivos (Tab. 3).

A menor riqueza de espécies observada no ambiente rio, apesar deste apresentar estado trófico superior ao lago, provavelmente está relacionado ao padrão hidrodinâmico lótico do rio, que apresenta padrões de movimentação das massas de água que podem coibir o estabelecimento de espécies zooplânctônicas com estrutura mais sensível e com menor amplitude de movimentação (MASSICOTTE *et al.*, 2014; BEZERRA *et al.*, 2015).

Mesmo levando em consideração a influência das diferenças metodológicas amostrais, outros trabalhos sobre a comunidade zooplânctônica no rio Tocantins, realizados em reservatórios a montante (BESSA, 2006; BESSA *et al.*, 2011; ALCÂNTARA MISSIAS, 2013; LODI *et al.*, 2014) e a jusante da área de estudo (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000), descrevem valores de riqueza muito inferiores (<60%) aos observados no presente estudo.

Tabela 3 – Distribuição da riqueza de classes de cladóceros, rotíferos e copépodos em relação a ocorrência de forma exclusiva ou compartilhada nos ambientes (Lago e Rio) nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).

Famílias		Nº de espécies			
		Lago	Rio	Comuns	Total
CLADOCERA	Bosminidae	0	1	7	8
	Chydoridae	3	1	2	6
	Daphniidae	2	2	8	12
	Macrotrichidae	1	0	1	2
	Moinidae	2	0	4	6
	Sididae	2	1	5	8
ROTIFERA	Brachionidae	7	8	13	28
	Conochilidae	0	0	2	2
	Dicranophoridae	1	0	0	1
	Filinidae	2	1	3	6
	Flosculariidae	4	0	4	8
	Gastropodidae	0	0	2	2
	Hexarthridae	2	1	1	4
	Lecanidae	5	5	5	15
	Lepadellidae	1	0	0	1
	Lindiidae	1	0	0	1
	Notommatidae	1	0	1	2
	Proalidae	1	1	1	3
	Synchaetidae	5	0	5	10
	Trichocercidae	2	0	3	5
Trichotriidae	1	0	1	2	
CALANOIDA	Diaptomidae	0	0	3	3
	Pseudodiaptomidae	0	0	1	1
	<i>ni</i>	0	0	1	1
CYCLOPOIDA	Cyclopidae	0	0	5	5
	Oithonidae	0	0	1	1
	<i>ni</i>	1	0	0	1
HAPATICOIDA	<i>ni</i>	0	0	1	1
Total				80	145
spp. Exclusivas		44	21		

Somente o levantamento da fauna de rotíferos planctônicos no lago da UHE de Tucuruí realizado por BEZERRA *et al.* (2015) apresentou valores de riqueza, para este grupo taxonômico, similares (91%) ao obtido na área de influência da UHE de Estreito, apesar da divergência em relação a composição taxonômica.

A diversidade estimada foi de $3,22 \pm 0,01$ nat.ind⁻¹, com uma equabilidade equivalente a 64,7%, valores estes dentro da faixa de variação observada no estimador de riqueza

Jackknife2. Os ambientes lago e rio, durante o período chuvoso, apresentaram valores de diversidade significativamente diferentes ($p < 0,01$), $3,13 \pm 0,01$ e $2,13 \pm 0,01$ nat.ind⁻¹ respectivamente, o que foi uma influência direta da maior riqueza de espécies no ambiente lago durante este período.

Durante o período seco, onde observou-se a diminuição na diversidade média no lago ($2,62 \pm 0,01$ nat.ind⁻¹) e a elevação da mesma no ambiente rio ($2,89 \pm 0,01$ nat.ind⁻¹), a diversidade entre os ambientes ainda apresentou diferenças significantes ($p < 0,01$). Tendo sido observado um estreitamento na faixa de variação e a inversão no rank da diversidade entre os dois ambientes.

Mais uma vez, a diminuição da profundidade média, aliada a formação de novos nichos e o estado trófico mais elevado no ambiente rio durante a estiagem, podem ter atuado como alguns dos fatores promotores da elevação observada na biodiversidade estimada. A maioria das espécies exclusivas no ambiente lago ocorreram de principalmente durante o período chuvoso, enquanto que no período seco, foi o ambiente rio que apresentou o maior número de espécies exclusivas.

A análise da frequência dos organismos zooplancônicos em estudo, em relação ao tipo de ambiente e a sazonalidade, demonstrou que os cladóceros: *Bosmina hagmani*, *B. longirostris* e *B. Meridionalis*, os copépodos: *Macrocylops* sp, e os rotíferos: *Keratella americana* e *K. cochlearis*, apresentaram-se como muito frequentes (>75%) ao longo de toda a amostragem (Tab. 4).

Entre as espécies de cladóceros destacam-se ainda *Ceriodaphnia cornuta*, *C. quadangula*, *C. reticulata*, *Moina oryzae* e *M. reticulata*, por estarem presentes em todos os ambientes e períodos amostrados com frequência superior a 50%. Assim como dos rotíferos *Brachionus falcatus*, *B. zahniseri* e *Trichocerca cylindrica*.

ESPÍNDOLA *et al.* (2000) também fez referência a grande frequência de ocorrência das espécies de cladóceros *Bosminopsis deitersi*, *Bosmina hagmani* e *Ceriodaphnia cornuta* e dos rotíferos *Keratella americana*, *Hexarthra intermedia brasiliensis* e *Trichocerca chattoni* no lago de Tucuruí. Resultado semelhante ao observado por ALCÂNTARA MISSIAS (2013) no reservatório de Serra da Mesa, alto Tocantins.

Tabela 4 – Classes de frequência de ocorrência de cladóceros, rotíferos e copépodos em relação ao período sazonal e tipo de ambientes nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins). MF – muito frequente (>75%); F - Frequente (75-50%); PF – pouco frequente (50-25%); E – esporádica (<25%).

FAMÍLIA / ESPÉCIE	PERÍODO		PERÍODO	
	CHUVOSO		SECO	
	LAGO	RIO	LAGO	RIO
CLADOCERA				
Bosminidae				
<i>Bosmina hagmanni</i> (Stingelin, 1904)	MF	MF	MF	MF
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1776)	MF	MF	MF	MF
<i>Bosmina meridionalis</i> (Sars, 1904)	MF	MF	MF	MF
<i>Bosmina</i> sp.	-	E	-	F
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	MF	-	E	E
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)	MF	PF	E	PF
<i>Bosminopsis</i> sp1.	PF	E	PF	PF
<i>Bosminopsis</i> sp2.	MF	E	PF	E
Chydoridae				
<i>Alona</i> sp.	E	E	-	-
<i>Alonella dadayi</i> (Birge, 1910)	PF	E	-	-
<i>Alonella</i> sp.	E	-	-	-
<i>Chydorus</i> sp.	E	-	-	-
<i>Leydigia striata</i> (Birabén, 1939)	E	-	-	-
<i>Pleuroxus triocellatus</i> (Smirnov, 1989)	-	-	-	E
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	MF	MF	F	MF
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> (Muller, 1867)	MF	PF	E	MF
<i>Ceriodaphnia paradoxa</i> (Spandl 1926)	PF	E	-	E
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Muller, 1785)	MF	F	F	PF
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Sars 1916)	MF	MF	F	MF
<i>Ceriodaphnia richardi</i> (Sars, 1901)	-	-	-	E
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	MF	-	E	E
<i>Daphnia ambigua</i> (Scourfield, 1947)	-	-	E	-
<i>Daphnia barbata</i> (Weltner, 1898)	E	-	-	-
<i>Daphnia</i> sp1.	E	E	-	-
<i>Daphnia</i> sp2.	-	E	-	-
<i>Moinodaphnia macleayi</i> (King, 1853)	E	E	-	PF
Macrotrichidae				
<i>Acantholeberis</i> sp (Lilljeborg, 1853)	E	E	-	-
<i>Ilyocryptus</i> sp (G.O. Sars, 1862)	E	-	-	-
Moinidae				
<i>Moina brachiata</i> (Jurine, 1820)	E	-	-	-
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	E	-	-	-
<i>Moina oryzae</i> (Hudec, 1987)	MF	MF	F	F
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)	F	F	F	F
<i>Moina rostrata</i> (McNair, 1980)	F	F	-	-
<i>Moina</i> sp.	MF	F	E	E

Tabela 4 – Continuação ...

FAMÍLIA / ESPÉCIE	PERÍODO CHUVOSO		PERÍODO SECO	
	LAGO	RIO	LAGO	RIO
Sididae				
<i>Diaphanosoma bergamini</i> (Paggi & Rocha, 1999)	E	-	-	-
<i>Diaphanosoma bergei</i> (Korinek, 1981)	-	E	-	-
<i>Diaphanosoma branchyurum</i> (Liévin, 1848)	E	E	-	-
<i>Diaphanosoma dentatum</i> (Herbst, 1968)	F	E	-	F
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> (Hansen, 1899)	E	-	-	-
<i>Diaphanosoma</i> sp.	F	-	E	F
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1975)	MF	-	-	F
<i>Diaphanosoma unguiculatum</i> (Gurney, 1927)	PF	-	-	E
ROTIFERA				
Brachionidae				
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i> (Harring, 1915)	PF	PF	MF	MF
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	F	F	MF	MF
<i>Brachionus forcicula f. reductus</i> (Greze, 1926)	-	-	-	E
<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	-	E	-	-
<i>Brachionus mirius</i> (Daday, 1905)	F	MF	E	E
<i>Brachionus plicatilis</i> (O. F. Muller, 1786)	E	-	-	-
<i>Brachionus pterodinooides</i> (Rousselt, 1913)	-	E	-	-
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	-	E	-	-
<i>Brachionus Zahniseri</i> (Ahlstrom, 1934)	F	MF	MF	MF
<i>Euchlanis</i> sp1.	MF	E	F	PF
<i>Euchlanis</i> sp2.	-	-	-	E
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	MF	MF	MF	MF
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	MF	MF	MF	MF
<i>Keratella cochlearis angulifera</i> (Lauterborn, 1900)	-	-	E	E
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i> (Gosse, 1851)	-	-	E	-
<i>Keratella cochlearis connectens</i> (Lauterborn, 1900)	-	-	E	-
<i>Keratella hiemalis</i> (Carlin, 1943)	-	E	-	-
<i>Keratella javana</i> (Hauer, 1937)	E	-	-	-
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	-	PF	E	E
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	E	-	-	-
<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	-	-	-	E
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	F	PF	F	E
<i>Notholca</i> spp.	PF	F	E	E
<i>Plationus patulus macracanthus</i> (Daday, 1905)	MF	MF	E	-
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	MF	MF	F	PF
<i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	-	E	-	-
<i>Platylas leloupi</i> (Gillard, 1957)	E	-	-	-
Conochilidae				
<i>Conochilus dossuarius</i> (Hudson, 1885)	-	-	E	E
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)	E	F	MF	MF

Tabela 4 – Continuação ...

FAMÍLIA / ESPÉCIE	PERÍODO CHUVOSO		PERÍODO SECO	
	LAGO	RIO	LAGO	RIO
Dicranophoridae				
<i>Wierzejskiella</i> sp	-	-	E	-
Filinidae				
<i>Filinia camasecla</i> (Myers, 1938)	MF	MF	-	PF
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1848)	-	-	E	-
<i>Filinia longisecla</i> (Ehrenberg, 1834)	F	E	-	E
<i>Filinia minuta</i> (Smirnov, 1928)	-	-	-	E
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1891)	PF	E	-	PF
<i>Filinia</i> sp.	E	-	-	-
Flosculariidae				
<i>Collothea balatonica</i> (Varga, 1936)	-	-	E	-
<i>Collothea coronetta</i> (Cubitt, 1869)	PF	PF	E	E
<i>Collothea mutabilis</i> (Hudson, 1885)	PF	F	MF	MF
<i>Collothea rasmae</i> (Berzins, 1951)	-	-	E	-
<i>Collothea trilobada</i> (Collins, 1872)	PF	E	F	PF
<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	-	E	MF	MF
<i>Ptygura pedunculata</i> (Edmondson, 1939)	-	-	E	-
<i>Ptygura</i> sp.	-	-	E	E
Gastropodidae				
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	E	-	MF	MF
<i>Gastropus</i> sp.	-	-	MF	F
Hexarthridae				
<i>Hexarthra intermedia brasiliensis</i> (Hauer, 1953)	-	-	-	E
<i>Hexarthra fennica</i> (Lavander, 1892)	E	E	PF	-
<i>Hexarthra mira mira</i> (Hudson, 1871)	-	-	PF	-
<i>Hexarthra</i> sp.	E	-	E	-
Lecanidae				
<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)	E	-	-	-
<i>Lecane blachei</i> (Berzinš, 1973)	E	-	E	-
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	F	E	E	E
<i>Lecane clara</i> (Bryce, 1892)	-	-	-	E
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	-	-	-	PF
<i>Lecane elsa</i> (Hauer, 1931)	E	-	-	-
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)	PF	E	PF	F
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	-	E	-	E
<i>Lecane mira</i> (Murray, 1913)	PF	-	-	E
<i>Lecane pertica</i> (Harring and Myers, 1926)	E	-	-	-
<i>Lecane</i> sp1.	E	-	-	E
<i>Lecane</i> sp2.	-	E	-	-
<i>Lecane sylviae</i> (Segers, 1993)	E	-	-	-
<i>Lecane tudicola</i> (Harring & Myers 1926)	PF	PF	-	E
<i>Lecane unguolata</i> (Gosse, 1887)	-	-	-	E

Tabela 4 – Continuação ...

FAMÍLIA / ESPÉCIE	PERÍODO CHUVOSO		PERÍODO SECO	
	LAGO	RIO	LAGO	RIO
Lepadellidae				
<i>Colurella adriatica</i> (Ehrenberg, 1831)	-	-	E	-
Lindiidae				
<i>Lindia</i> sp.	E	-	E	-
Notommatidae				
<i>Cephalodellagibba</i> (Ehrenberg, 1830)	E	-	-	E
<i>Pleurotrocha</i> sp.	E	-	-	-
Proalidae				
<i>Proales</i> sp1.	F	E	E	E
<i>Proales</i> sp2.	-	-	E	-
<i>Proales</i> sp3.	-	E	-	-
Synchaetidae				
<i>Ploesoma lenticulare</i> (Herrick, 1885)	E	E	-	-
<i>Ploesoma peipsiense</i> (Maëmets & Kutikova, 1979)	E	E	-	-
<i>Ploesoma triacanthum</i> (Bergendal, 1892)	E	-	-	-
<i>Polyarthra euryptera</i> (Wierzejski, 1891)	E	-	-	-
<i>Polyarthra longiremisa</i> (Carlin, 1943)	E	E	-	-
<i>Polyarthra major</i> (Burckhardt, 1900)	E	-	-	-
<i>Polyarthra minor</i> (Voigt, 1904)	PF	-	-	-
<i>Polyarthra remata</i> (Skorikov, 1896)	MF	F	E	-
<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	F	PF	-	-
<i>Synchaeta</i> sp.	-	-	E	-
Trichocercidae				
<i>Trichocerca chattoni</i> (Beauchamp, 1907)	PF	-	E	PF
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	F	F	MF	MF
<i>Trichocerca iernis</i> (Gosse, 1887)	E	-	-	-
<i>Trichocerca ornata</i> (Myers, 1934)	E	-	-	-
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	-	PF	E	-
Trichotriidae				
<i>Macrochaetus altamirai</i> (Arévalo, 1918)	E	-	E	-
<i>Trichotria</i> sp.	E	E	-	-
CALANOIDA				
Diaptomidae				
<i>Allodiaptomus</i> sp.	MF	PF	E	E
<i>Arctodiaptomus</i> sp.	E	E	-	-
<i>Eodiaptomus</i> sp.	F	-	E	E
Pseudodiaptomidae				
<i>Pseudodiatomos</i> sp.	MF	MF	PF	F
ni				
<i>Calanoida</i> sp.	MF	PF	MF	F

Tabela 4 – Continuação ...

FAMÍLIA / ESPÉCIE	PERÍODO CHUVOSO		PERÍODO SECO	
	LAGO	RIO	LAGO	RIO
	CYCLOPOIDA			
Cyclopidae				
<i>Acanthocyclops</i> sp.	F	-	-	E
<i>Cyclops</i> sp.	F	E	E	-
<i>Macrocyclops</i> sp.	MF	MF	MF	MF
<i>Mesocyclops</i> sp.	F	F	E	MF
<i>Paracyclops</i> sp.	E	E	-	PF
Oithonidae				
<i>Oithona</i> sp.	F	PF	E	-
ni				
Ciclopoida sp.	F	-	-	-
HAPATICOIDA				
ni				
Hapaticoida spp	PF	E	-	E

Taxas zooplancônicas tipicamente amazônicas como *H. intermedia brasiliensis* e *Brachionus zahniseri* estavam presentes nas amostras com frequência relativamente alta. Assim como, a espécie *Keratella cochlearis* que é referenciada típica de ambientes aquáticos oligotróficos (THORP e CORVICH, 2001; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007).

Apesar de não terem sido abordados sobre o ponto de vista taxonômico, as formas imaturas de copépodos (náuplios e copepoditos) foram utilizadas na discussão sobre a variação da densidade dos organismos zooplancônicos ao longo da amostragem, principalmente devido a sua elevada frequências de ocorrência durante o período de estiagem.

Fato este que provavelmente ocorre devido as alterações provocadas pelo estabelecimento do reservatório, que favorecem espécies com o tempo de desenvolvimento maior como copépodos (SANTOS-WISNIEWSKI e ROCHA, 2007; MERAYO e GONZÁLEZ, 2010).

O ambiente lago apresentou densidades médias superiores ao trecho estudado do rio, em ambos os períodos sazonais. Segundo o teste de *perANOVA* realizado, as densidades estimadas variaram de forma significante somente em relação ao tipo de ambiente, não tendo havido significância em relação ao período sazonal ou a interação entre a sazonalidade e o ambiente (Tab. 5).

Tabela 5 - Valores médios de densidade (ind.l⁻¹) e desvio padrão ao longo dos ambientes e períodos amostrais. Valores de *p*, obtidos pelos testes de *perANOVA* em relação a sazonalidade e tipo de ambiente. Densidade média incluindo formas adultas e imaturas.

GRUPO	CHUVOSO		SECO		<i>perANOVA</i>		
	Lago	Rio	Lago	Rio	Sazonalidade	Ambiente	Interação
CLADOCERA	114±89	37±18	28±7	39±11	0,16	<0,01	0,07
COPEPODA	115±97	34±21	109±69	71±30	0,20	<0,01	0,10
ROTIFERA	107±77	80±62	111±63	58±35	0,17	<0,01	0,09
TOTAL	337±190	152±86	247±70	169±66	0,32	<0,01	0,15

Durante o período chuvoso, o ambiente lago apresentou uma gradual alteração na estrutura da comunidade de organismos zooplancônicos conforme proximidade da barragem (Fig. 19).

No trecho inicial da amostragem a densidade foi dominada por rotíferos e, gradualmente, ocorreu a redução na densidade destes organismos e o aumento da densidade de cladóceros. No ponto amostral 02C, 42% da densidade do zooplâncton foi composta pelo rotífero *Filinia camasecla* (78,12 ind.l⁻¹) e pelo cladóceros *B. longirostris* (9,37 ind.l⁻¹).

No meio do trecho amostral no lago (ponto 05C), apesar da densidade total do zooplâncton ter sofrido uma elevação de 171%, a composição da comunidade ainda se mantinha proporcionalmente semelhante, com 45,5% da densidade sendo composta por *F. camasecla* e *B. longirostris*, com 202,68 e 54,46 ind.l⁻¹ respectivamente. A partir deste trecho em direção a barragem, outras espécies de cladóceros como *M. oryzae* e *C. reticulata* começam a apresentar um incremento em suas densidades populacionais.

A redução na densidade total que pode ser observada entre os pontos 05C e 08C, em parte foi atribuída ao rápido declínio na densidade populacional de *F. camasecla*. Na amostra 08C, 26,4% da densidade da comunidade zooplancônica foi composta pelos cladóceros *M. oryzae* (13,41 ind.l⁻¹), *B. longirostris* (7,75 ind.l⁻¹), *B. hagmanni* (6,7 ind.l⁻¹) e *C. reticulata* (6,07 ind.l⁻¹). Os rotíferos de maior densidade nesta região amostral foram *Plationus patulus* (5,45 ind.l⁻¹) e *P. patulus macracanthus* (3,35 ind.l⁻¹).

No ambiente rio durante o período chuvoso, o rotífero *F. camasecla* apresentou as maiores densidades médias (63,29±56,3 ind.l⁻¹), tendo sido a espécie com maior densidade em 80% das amostras, seguida de *B. meridionalis* (12,25±6,54 ind.l⁻¹) e *B. longirostris* (10,12±4,33 ind.l⁻¹). No Ponto 13C, localizado próximo da ilha do estreito e de pontos de lançamento de efluentes na área urbana da cidade, as colônias do rotífero *Conochilus unicornis* foram o segundo grupo de maior densidade (14,48 ind.l⁻¹).

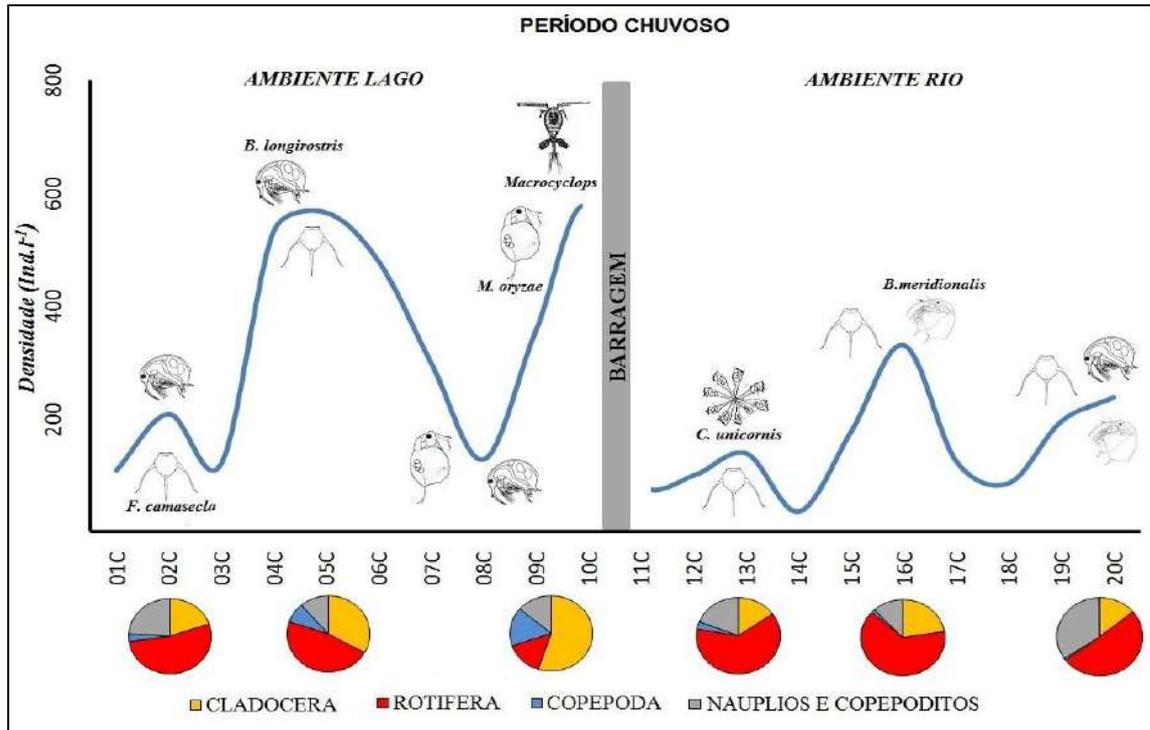


Figura 19 – Variação da densidade e composição da comunidade zooplânctônica ao longo da amostragem realizada no período chuvoso ao longo dos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).

Durante o período seco, as maiores densidades de organismos zooplânctônicos no ambiente lago, ocorreram nos pontos mais distantes da barragem (Fig. 20). As formas imaturas de copépodos contribuíram com, em média, 40 ± 21 % da densidade total no ambiente lago e com 39 ± 10 % nos pontos de coleta no ambiente rio. Padrão semelhante ao constatado por ESPÍNDOLA *et al.* (2000), no reservatório de Tucuruí, SANTOS-WISNIEESKI e ROCHA (2007) e ALMEIDA *et al.* (2009), em outros reservatórios tropicais brasileiros.

Os rotíferos *C. unicornis* ($51,98 \pm 49,45$ ind.l⁻¹), *K. americana* ($12,99 \pm 9,62$ ind.l⁻¹) e *Ptygura libera* ($9,85 \pm 4,5$ ind.l⁻¹), apresentaram as maiores densidades médias no trecho em estudo. De forma análoga ao período chuvoso, nos pontos mais próximos a barragem ocorreu um incremento nas densidades de cladóceros, representados pelas espécies *Bosminopsis deitersi* e *Bosmina meridionalis*.

Nas amostras coletadas no ambiente rio durante o período seco as maiores densidades médias foram observadas nas espécies de rotíferos *C. unicornis* ($25,93 \pm 20,19$ ind.l⁻¹) e *K. americana* ($6,09 \pm 3,43$ ind.l⁻¹) e nos cladóceros *B. meridionalis* ($15,33 \pm 6,43$ ind.l⁻¹), *Bosminopsis deitersi* ($7,53 \pm 3,32$ ind.l⁻¹) e *B. longirostris* ($4,8 \pm 3,49$ ind.l⁻¹).

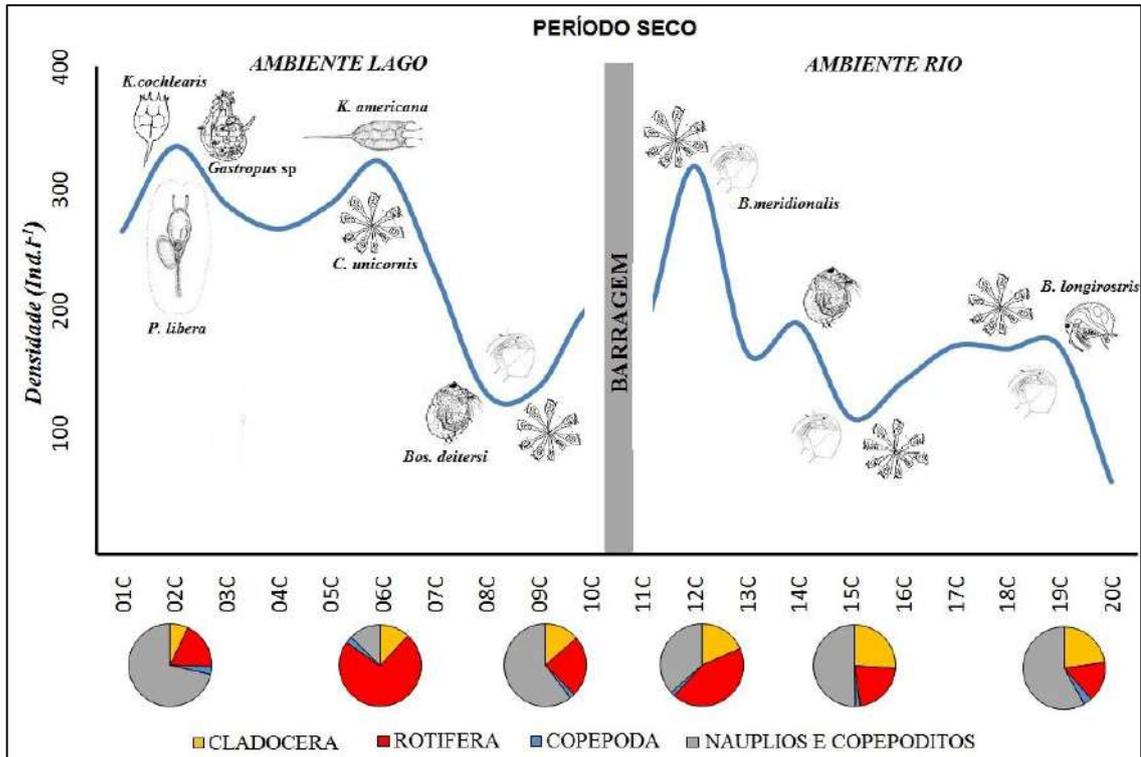


Figura 20 - Variação da densidade e composição da comunidade zooplânctônica ao longo da amostragem realizada no período seco ao longo dos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreiro (Rio Tocantins).

Apesar da ocorrência da espécie *Bosmina longirostris* já ter sido citada por BRITO (2008) e STERZA e FERNANDES (2006) para a região amazônica, e do fato desta espécie ser apontada como um bom indicador do estado trófico de corpos hídricos, em especial de ambientes eutróficos (SAMPAIO *et al.*, 2002), a mesma ainda não havia sido citada em outros trabalhos já realizados no alto e médio curso no rio Tocantins.

O rotífera *Filinia camasecla*, que foi a espécie zooplânctônica com maior densidade e frequência de ocorrência no período chuvoso, em trabalhos anteriores somente havia sido citado como uma espécie de ocorrência esporádica nas regiões nordeste (LUCENA e MELO, 2015) e norte (SILVA, 2009).

Esta espécie não havia sido citada nos levantamentos realizados sobre a fauna de rotífera no rio Tocantins, mesmo no estudo mais completo já publicado sobre a rotíferos nesta bacia, realizado por BEZERRA *et al.* (2015) no reservatório de Tucuruí. Levantando a hipótese da ocorrência desta espécie ser endêmica na porção final do médio curso do rio Tocantins.

MERAYO e GONZÁLES (2010) fazem referência a incapacidade da comunidade de rotíferos a exibir respostas regulares a variações sazonais em lagos tropicais. Contudo, no

presente estudo, este grupo de organismos zooplanctônicos apresentou uma dicotomia marcante em sua composição em relação aos períodos chuvoso e seco.

6.3 Ecologia espacial da comunidade zooplanctônica

6.3.1 Análise de agrupamento da comunidade zooplanctônica

Após a exclusão das espécies com frequência menor que 5%, foi formada uma matriz de densidades de 101 espécies de organismos zooplanctônicos para as análises de agrupamento e ordenação. A matriz foi composta por 10 taxa de copépodos, 36 de cladóceros e 55 de rotíferos.

A análise nodal no modo Q demonstra uma separação das amostras em relação a sazonalidade (Fig. 21). O grupo Q1 foi formado pelas amostras coletadas durante a estação seca, tendo havido a formação de três subgrupos.

O subgrupo Q1a foi composto por duas amostras na região do lago na porção mais distante da barragem, sendo o grupo com a menor riqueza de espécies observada (40) e local de ocorrência das maiores densidades dos rotíferos *Hexarthra mira mira* e *Macrochaetus altamirai*.

O subgrupo Q1b foi composto por 70% das amostras no ambiente lago durante o período seco, com a ocorrência de 51 taxa de organismos zooplanctônicos, sendo rotífera o grupo dominante (57%) e significativamente superior ($p < 0,01$) a proporção de cladocera (36,3%) e copepoda (6,7%) (Fig. 22).

O terceiro subgrupo, formado por amostras do período seco (Q1c), foi composto pelas amostras coletadas no ambiente rio e por uma amostra coletada no lago (08S), na região próxima a barragem. As amostras que compõem o referido grupo apresentaram proporções de rotífera (46,8%) inferiores a de cladocera (48,7%), apesar de não ter havido diferença significativa ($p = 0,83$) entre estas.

A frequência de ocorrência (>90%) e densidades observadas dos cladóceros *Ceriodaphnia cornuta* e *C. laticaudata* e do rotífero *Brachionus Zahniseri*, nas amostras do subgrupo Q1c, são aspectos que o diferenciam dos demais grupos de amostras do período seco.

De forma análoga a amostragem do período seco, as amostras coletadas durante o período chuvoso apresentaram uma separação parcial entre os ambientes rio e lago. O subgrupo Q2d foi composto pela totalidade das amostras no ambiente rio e por quatro amostras da porção mais distante da barragem no ambiente lago.

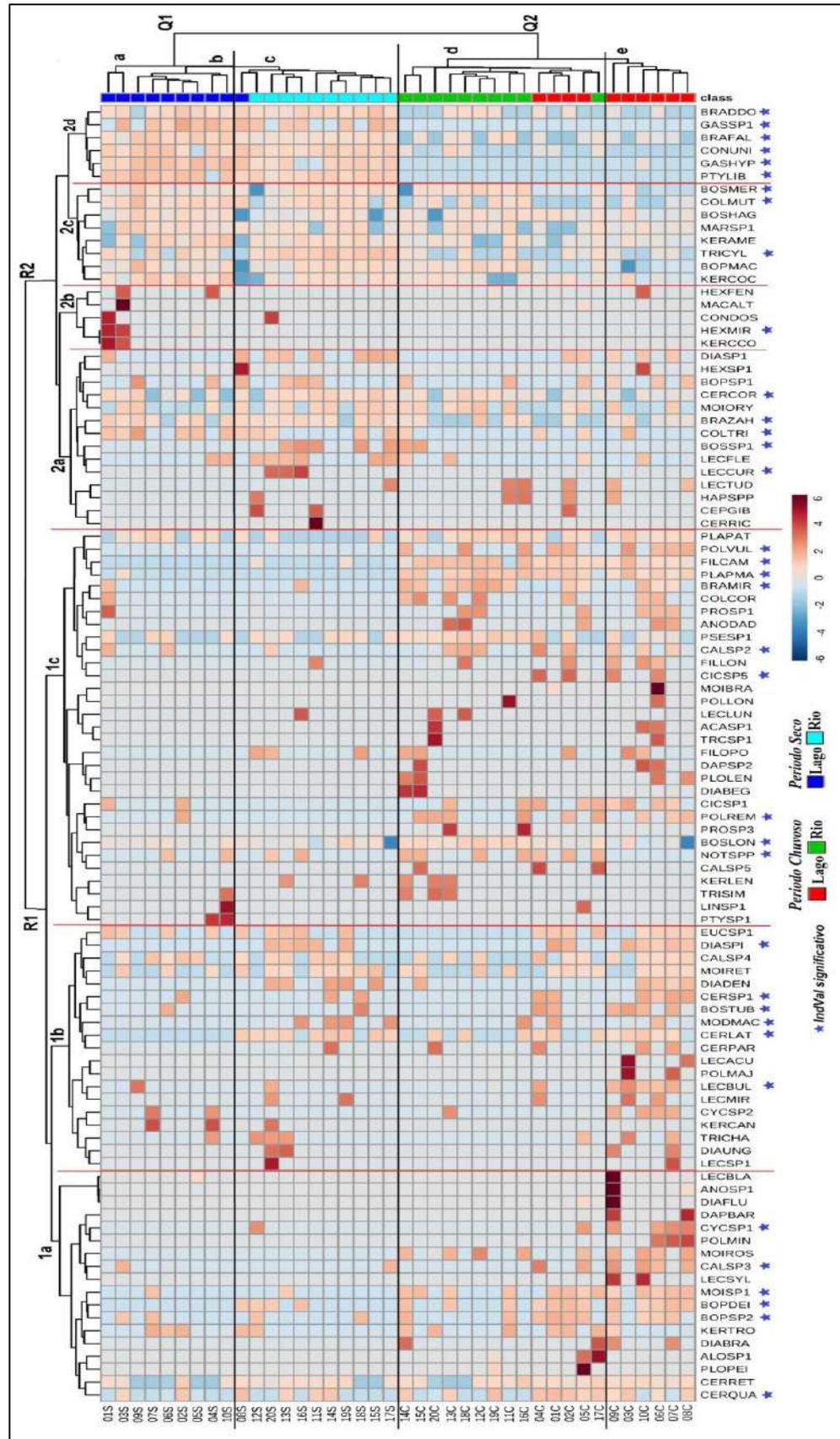


Figura 21 - Análise nodal dos dados de densidade de 101 taxa zooplancônticos em 40 pontos amostrais nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins)
 ★ Espécies com IndiVal significativa.

Não apresentando diferença significativa ($p=0,35$) entre as proporções de cladocera (45,5%) e rotifera (44,5%), este grupo foi composto por 81 taxa de organismos zooplancônicos, se caracterizando como o grupo de amostras com a maior riqueza de espécies do estudo.

O subgrupo de amostras Q2e foi formado por 60% das coletas realizadas no ambiente lago durante o período chuvoso, 84% destas localizadas no trecho de 10 km a montante da barragem, porção onde ocorre a acentuação do comportamento lântico devido à proximidade da barragem (SPIEGELBERG, 2010).

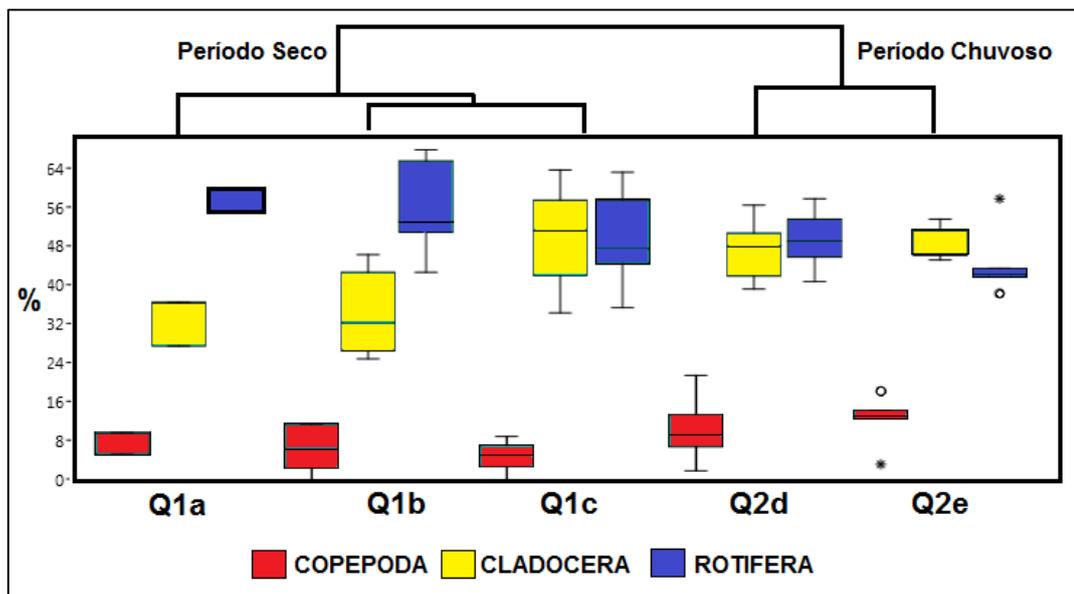


Figura 22 – Distribuição dos taxa zooplancônicos nos grupos de amostras coletadas nos nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), em dois períodos sazonais.

Composto por 78 taxa de organismos zooplancônicos, o subgrupo de amostras Q2e apresentou proporção de cladocera (47,4%) significativamente superior ($p<0,01$) a de rotifera (41%). O que pode estar relacionado ao aumento da densidade de algas de pequeno porte neste período sazonal (NEGREIROS-MENDES, 2015), o que favorece o crescimento populacional de organismos zooplancônicos com maior poder de filtração como os cladóceros.

A análise no modo R evidenciou a formação de duas associações de espécies, relacionadas com a sazonalidade. Os taxa relacionados com o período chuvoso formaram três subgrupos que podem ser diferenciados pela proporção entre os grupos taxonômicos (Fig. 23).

Os subgrupos R1a e R1b foram caracterizados por espécimes associadas principalmente ao ambiente lago durante o período chuvoso, apresentando, respectivamente, 56% e 47% de sua composição formada por cladocera, com destaque no subgrupo R1a para as

espécies *Bosminopsis deitersi*, *Bosminopsis* sp2, *Ceriodaphnia quadrangula* e *Moina* sp1, e no subgrupo R1b, *Bosmina tubucen*, *Ceriodaphnia* sp1 e *Diaphanosoma spinulosum*.

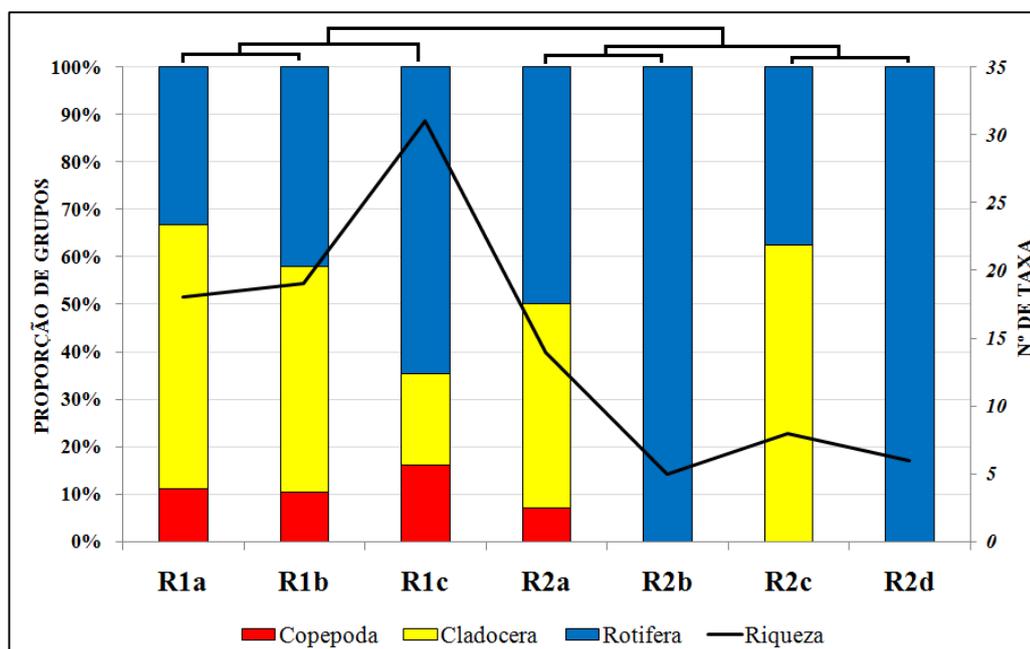


Figura 23 – Proporção de grupos taxonômicos e número de taxa nas associações de espécies formados ao longo da amostragem realizada nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), em dois períodos sazonais.

O subgrupo R1c foi o que apresentou na amostragem a maior riqueza de espécies (31) e se diferencia dos demais grupos com espécies associadas ao período chuvoso pelo aumento na proporção de rotífera (65%) e a redução na ocorrência de cladocera (19%). A maioria das espécies associadas a este subgrupo (84%) apresentaram frequência de ocorrência inferior a 45%.

As espécies que compõem esta associação encontram-se relacionadas ao ambiente lago, como é o caso dos rotíferos *Polyarthra vulgaris* e *P. remata*, ao ambiente rio, como o cladocera *B. longirostris* e o rotífero *Brachionus mirius*, ou a ambos os ambientes, como por exemplo os rotíferos *Filinia camasecla* e *Plationus patulus macracanthus*.

A associação de espécies R2, está principalmente relacionada ao período seco. O subgrupo R2a foi composto em sua maioria (78,5%) de espécies pouco frequentes mas que podem ser associadas ao ambiente rio, como os cladóceros *Bosmina* sp1, *Ceriodaphnia cornuta* e o rotífero *Lecane curvicornis*, ou a ambos os ambientes durante o período de estiagem, no caso do rotífero *Brachionus zahniseri*.

Os pontos no lago mais distantes da barragem formaram o habitat de ocorrência da associação de espécies R2b durante o período seco, formado exclusivamente por rotíferos, com destaque aos rotíferos *Hexarthra mira* e *Hexarthra fennica*. O subgrupo R2c foi

composto pelas espécies de cladóceros, *Bosmina meridionalis* (62%), e rotíferos, *Collotheca mutabilis* e *Trichocerca cylindrica* (38%), muito frequentes na mostragem, que se apresentaram fortemente associadas a ambos os ambientes durante o período seco.

O último subgrupo de espécies (R2d), também foi formado exclusivamente por rotíferos, em sua maioria frequentes, com forte associação a ambos os ambientes no período de estiagem, em especial as espécies *Brachionus dolabratus dolabratus*, *B. falcatus*, *Conochilus unicornis* e *Ptygura libera*.

6.3.2 Espécies indicadoras

Após a aplicação do teste nulo, 36 espécies de organismos zooplancônicos apresentaram valores de *IndVal* significativos. Destes, somente o cladocera *Moinodaphnia macleayi* apresentou valores do *IndVal* inferiores a 25% para todos os ambientes e períodos analisados (tab. 6).

O ambiente lago durante o período chuvoso apresentou 15 espécies indicadoras, 42,8% do total, com destaque as espécies de cladóceros *Bosmina tubicen* (62%), *Ceriodaphnia* sp1 (56%), *Bosminopsis deitersi* (51%) e *Bosminopsis* sp1 (50%) e os copepoda Calanoida sp3 (51%), *Cyclops* sp1 (51%) e Ciclopoida sp5 (50%). Para este ambiente e período amostral, os rotíferos representaram somente 20% dos indicadores com o micrófago *Lecane bulla* (45%) e os raptorais *Polyarthra vulgaris* (47%) e *P. mira* (40%).

O ambiente rio no período chuvoso apresentou como principais indicadores os rotíferos *Filinia camasecla* (50%), *Plationus patulus macracanthus* (49%) e *Brachionus mirius* (42%). Estes dois primeiros também podem ser considerados como fortes indicadores do período chuvoso propriamente dito.

Os cladóceros *Bosmina longirostris* (28%) e *B. meridionalis* (28%), apesar de terem sido considerados indicadores significantes, apresentam poder de indicação muito semelhante na maioria dos ambientes e períodos sazonais analisados (Fig. 24), o que torna sua aplicação em atividades de indicação na área de estudo pouco recomendável.

Tabela 6 - Espécies zooplanctônicas com *IndVal* significativo em relação ao ambiente e período sazonal nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins). Em destaque valores de *IndVal* superiores da 25%. Negrito – Valor máximo de *IndVal*.

Espécie	Código	Período Chuvoso		Período Seco		<i>p</i>	Associações de Espécies
		Lago	Rio	Lago	Rio		
<i>Bosmina tubicen</i>	BOSTUB	62	0	1	1	<0,01	R1b
<i>Ceriodaphnia</i> sp1.	CERSP1	56	0	1	4	<0,01	R1b
<i>Bosminopsis deitersi</i>	BOPDEI	51	6	1	5	<0,01	R1a
<i>Calanoida</i> sp3.	CALSP3	51	0	4	1	<0,01	R1a
<i>Cyclops</i> sp1.	CYCSP1	51	0	0	1	<0,01	R1a
<i>Bosminopsis</i> sp2.	BOPSP2	50	3	6	3	<0,01	R1a
<i>Ciclopoida</i> sp5.	CICSP5	50	0	0	0	<0,01	R1c
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	DIASPI	47	0	0	20	<0,01	R1b
<i>Polyarthra vulgaris</i>	POLVUL	47	10	0	0	<0,01	R1c
<i>Lecane bulla</i>	LECBUL	45	1	1	1	<0,01	R1b
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	CERQUA	42	12	11	4	<0,01	R1a
<i>Moina</i> sp1.	MOISP1	42	17	1	1	0,01	R1a
<i>Calanoida</i> sp2.	CALSP2	41	12	3	0	0,01	R1c
<i>Polyarthra remata</i>	POLREM	40	21	1	0	<0,01	R1c
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	CERLAT	34	8	0	31	0,05	R1b
<i>Filinia camasecla</i>	FILCAM	41	50	0	3	<0,01	R1c
<i>Plationus patulus macrocanthus</i>	PLAPMA	43	49	2	0	<0,01	R1c
<i>Brachionus mirius</i>	BRAMIR	17	42	1	3	<0,01	R1c
<i>Notholca</i> spp.	NOTSPP	6	30	3	3	0,03	R1c
<i>Bosmina longirostris</i>	BOSLON	24	28	24	24	<0,01	R1c
<i>Bosmina meridionalis</i>	BOSMER	19	28	26	27	0,01	R2c
<i>Gastropus hyptopus</i>	GASHYP	1	0	54	37	<0,01	R2d
<i>Ptygura libera</i>	PTYLIB	0	0	52	44	<0,01	R2d
<i>Gastropus</i> sp.	GASSP1	0	0	47	25	<0,01	R2d
<i>Conochilus unicornis</i>	CONUNI	1	10	41	38	<0,01	R2d
<i>Collotheca mutabilis</i>	COLMUT	4	15	35	34	<0,01	R2c
<i>Brachionus falcatus</i>	BRAFAL	11	11	35	31	<0,01	R2d
<i>Collotheca trilobada</i>	COLTRI	9	1	33	10	0,02	R2a
<i>Brachionus zahniseri</i>	BRAZAH	12	19	32	25	0,01	R2a
<i>Hexarthra mira</i>	HEXMIR	0	0	30	0	0,05	R2b
<i>Trichocerca cylindrica</i>	TRICYL	9	8	23	40	<0,01	R2c
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i>	BRADDO	5	6	32	39	<0,01	R2d
<i>Bosmina</i> sp1.	BOSSP1	0	5	0	36	0,01	R2a
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	CERCOR	19	28	14	31	<0,01	R2a
<i>Lecane curvicornis</i>	LECCUR	0	0	0	30	0,05	R2a
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	MODMAC	5	2	0	24	0,04	R1b

Das 14 espécies que demonstraram poder de indicação significativa em relação ao período seco, 80% foram cladocera. *Gastropus hyptopus* (54%), *Ptygura libera* (52%), *Gastropus sp* (47%) e *Conochilus unicornis* (41%) foram fortes indicadoras do ambiente lago durante o período de estiagem.

Os rotíferos *Trichocerca cylindrica* (40%) e *Brachionus dolabratus dolabratus* (39%) foram os melhores indicadores para o ambiente rio durante o período seco.

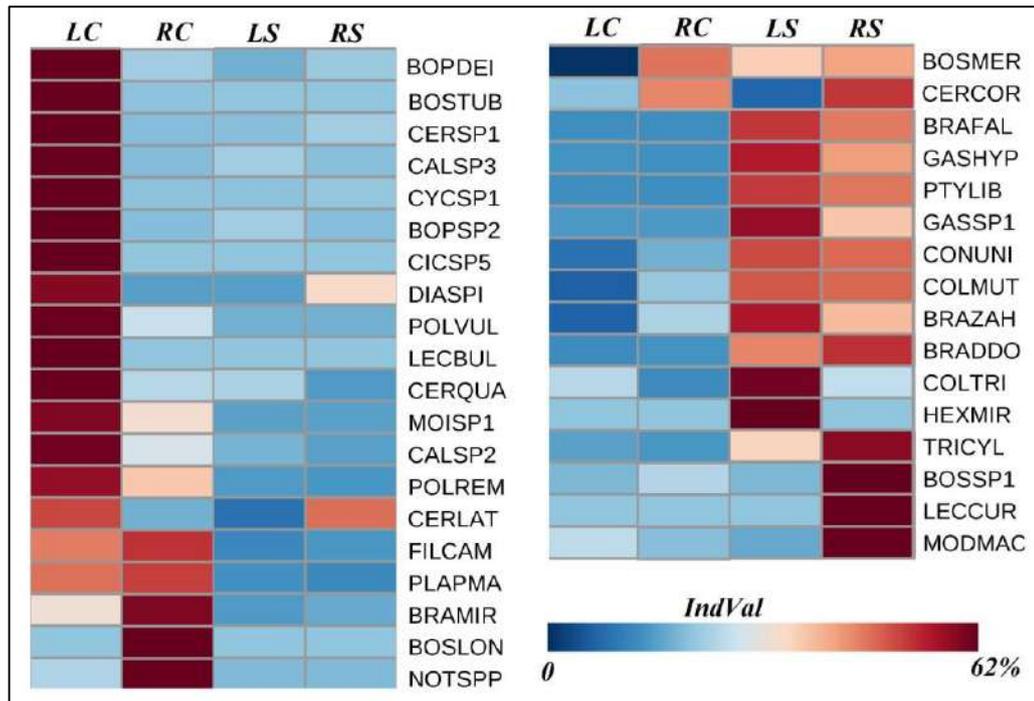


Figura 24 - Distribuição dos taxa zooplancônicos com *IndVal* estatisticamente significante em relação ao tipo de ambiente e período sazonal, nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins). LC – Lago Período Chuvoso; RC – Rio Período Chuvoso; LS – Lago Período Seco; RS – Rio Período Seco.

6.3.3 Análise de ordenação da comunidade zooplancônica.

A matriz ambiental, composta por 18 variáveis ambientais e 22 grupos morfofuncionais de organismos fitoplancônicos, foi submetida ao teste de Monte Carlos, resultando em 12 variáveis ambientais e 13 grupos funcionais de fitoplâncton significativas ($p \leq 0,05$). Demonstraram ainda significância em relação a variância na densidade dos organismos zooplancônicos, três variáveis temporais e três variáveis espaciais (Tab.7).

A Análise de Redundância Canônica (RDA) revelou que os quatro primeiros eixos canônicos significativos explicaram 41,9% da variância observada na densidade da comunidade zooplancônica, 32,8% desta variação concentrada nos dois primeiros eixos (Fig. 25). Os coeficientes de correlação entre as variáveis explanatórias e os dois primeiros eixos da Análise de Redundância Canônica (RDA) foram sintetizados na tabela 8.

Tabela 7– Variáveis ambientais, temporais e espacial que demonstraram significância pelo teste de Monte Carlo ($p \leq 0,05$) em relação a variância da densidade de organismos zooplânctônicos nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).

VARIÁVEIS AMBIENTAIS			
Variável	Tipo	Variável	Tipo
Cádmio	<i>Numérica</i>	2b-Pequeñas Dinophytas	<i>Numérico</i>
Condutividade Elétrica	<i>Numérica</i>	5a-Oscillatoriales	<i>Numérico</i>
Ferro	<i>Numérica</i>	5b-Grandes Chroococcales vacuoladas	<i>Numérico</i>
Fosfato	<i>Numérica</i>	5c-Chroococcales não vacuolados	<i>Numérico</i>
Índice de Estado Trófico	<i>Numérica</i>	5d-Pequeñas colônias, Chroococcales	<i>Numérico</i>
Oxigênio Dissolvido	<i>Numérica</i>	5e-Nostocales	<i>Numérico</i>
pH	<i>Numérica</i>	6a-Grandes Centrales	<i>Numérico</i>
Sat. de Oxigênio Dissolvido	<i>Numérica</i>	7b-Pequeñas Penales	<i>Numérico</i>
Sílica	<i>Numérica</i>	9b-Pequeñas Chlorococcales unicel.	<i>Numérico</i>
Sólidos Totais Dissolvidos	<i>Numérica</i>	9d-Outros grupos de pequenos unicel.	<i>Numérico</i>
Temperatura	<i>Numérica</i>	11a-Chlorococcales colôn. s/bainha	<i>Numérico</i>
Turbidez	<i>Numérico</i>	11b-Chlorococcales colôn. gelatinosas	<i>Numérico</i>
		11c-Outras coloniais	<i>Numérico</i>
VARIÁVEIS TEMPORAIS			
Período Chuvoso	dummy	Período Seco	dummy
Faixa horária	categórica		
VARIÁVEIS ESPACIAIS			
Ambiente Rio	dummy	Ambiente Lago	dummy
PCNM2	<i>Numérica</i>		

O primeiro eixo de ordenação explicou 24,6% da variação dos dados, este eixo descreve o gradiente sazonal, sendo as projeções positivas dos parâmetros turbidez (TURB), condutividade elétrica (COND), ferro (Fe), sílica (Si), saturação de OD (SatOD), sólidos totais dissolvidos (TDS) e teor de fosfato (PO^4), positivamente relacionadas com o período chuvoso.

Além disso, também foram associadas a este período as densidade dos grupos funcionais de fitoplâncton formados por grandes diatomáceas centrais (6a), cianofíceas filamentosas da ordem Oscillatoriales (5a), Chlorococcales coloniaissem bainha(11a) e Chlorococcales com colônias gelatinosas (11b).Os outros oito grupos funcionais de organismos fitoplanctônicos utilizados no RDA apresentaram-se correlacionados com a estação seca, em especial pequenas Chroococcales coloniais (5d) e outros grupos de pequenas algas coloniais (9d).

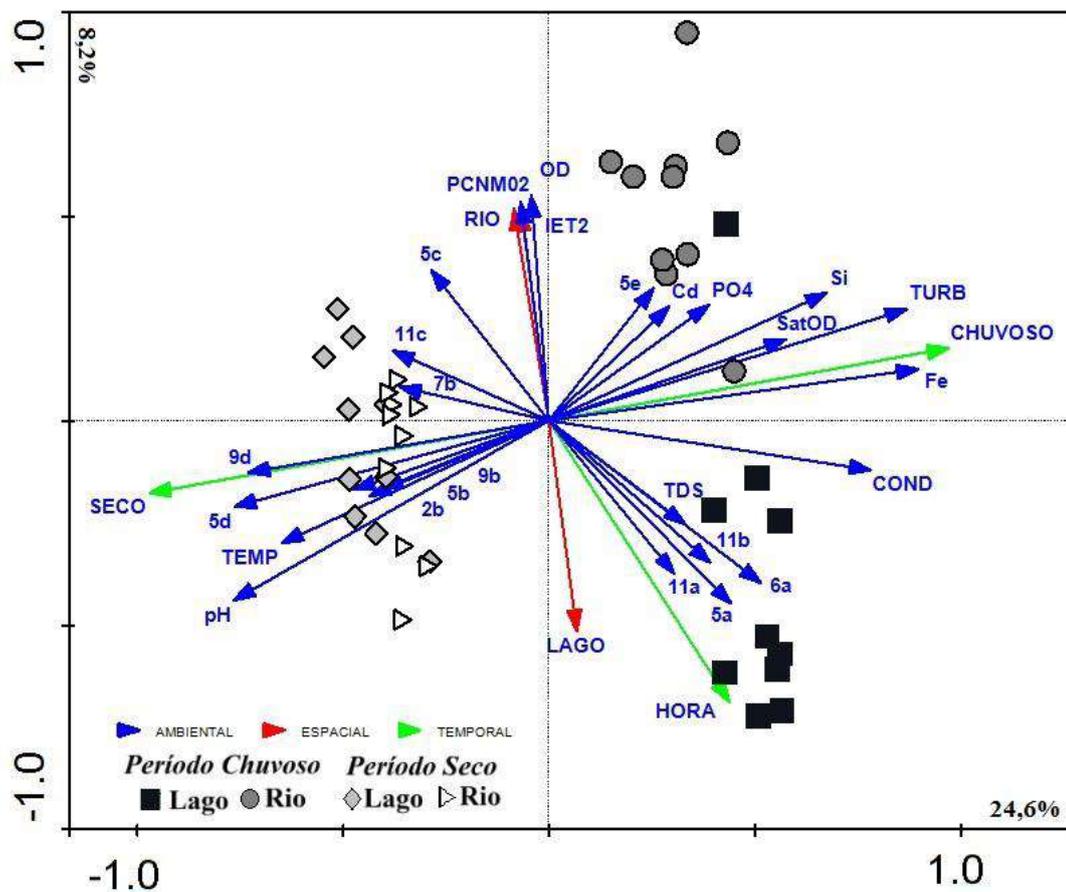


Figura 25 - Diagrama de ordenação da Análise de Redundância Canônica (RDA) entre os pontos amostrais e parâmetros ambientais, temporais e espaciais, em relação a densidade de taxa zooplanctônicas nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreiro (Rio Tocantins).

Estas correlações estabelecidas entre as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas em reservatórios oligotróficos já haviam sido citadas por outros estudos realizados na região tropical (CONZÁLES, 2002; GONZÁLES *et al*, 2002). Contudo, outros fatores, como a predação por parte de peixes, podem agir como fatores controladores da densidade e composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios (GAVIDIA, 2003; ORTAZ *et al*, 2006; MERAYO e GONZÁLES, 2010)

Também com projeções sobre a região negativa do eixo 1, a temperatura na superfície da água (TEMP) e o potencial hidrogeniônico (pH) foram fortemente correlacionados com o período de estiagem.

O segundo eixo concentrou 8,2% da variância dos dados e esteve correlacionado com o tipo de ambiente, levando a separação parcial das amostragens do período chuvoso e, de forma menos expressiva, do período seco. Os grupos funcionais de algas Chroococcales não vacuoladas (5c) e Nostocales (5e) foram correlacionados com a região positiva do eixo

(ambiente rio), assim como os teores de oxigênio dissolvido (OD) e o índice de estado trófico (IET2).

Os rotíferos *F. camasecla* e *P. patulus macrocanthus* apresentaram-se fortemente relacionados com o período chuvoso, enquanto que as projeções de *P. libera*, *C.unicornis* e *G. hyptopus* foram relacionadas com o período seco (Fig. 26).

Tabela 8 – Coeficientes de correlação entre as variáveis ambientais, temporais e espaciais e os eixos de ordenação do RDA.

Variável	Código	Eixo 1	Eixo 2
Cádmio	Cd	0,29	0,27
Condutividade Elétrica	COND	0,78	-0,12
Ferro	Fe	0,89	0,12
Fosfato	PO4	0,39	0,28
Índice de Estado Trófico	IET2	-0,07	0,52
Oxigênio Dissolvido	OD	-0,04	0,54
Potencial Hidrogeniônico	pH	-0,76	-0,43
Sat. de Oxigênio Dissolvido	SatOD	0,57	0,19
Sílica	Si	0,67	0,30
Sólidos Totais Dissolvidos	TDS	0,33	-0,25
Temperatura	TEMP	-0,64	-0,29
Turbidez	TURB	0,86	0,27
2b-Pequenas Dinophytas	2b	-0,47	-0,16
5a-Oscillatoriales	5a	0,44	-0,44
5b-Grand. Chroococcales vacuol.	5b	-0,43	-0,18
5c-Chroococcales não vacuol.	5c	-0,28	0,36
5d-Peq. colônias, Chroococcales	5d	-0,76	-0,20
5e-Nostocales	5e	0,25	0,32
6a-Grandes Centrais	6a	0,51	-0,39
7b-Pequenas Penais	7b	-0,36	0,08
9b-Peq. Chlorococcales unicel.	9b	-0,40	-0,16
9d-Outros grupos de peq. Unicel.	9d	-0,73	-0,12
11a-Chlorococcales s/bainha	11a	0,30	-0,36
11b-Chlorococcales colôn. gelat.	11b	0,39	-0,34
11c-Outras coloniais	11c	-0,38	0,17
Período Chuvoso	CHUVOSO	0,9639	0,17
Período Seco	SECO	-0,9639	-0,17
Faixa horária	HORA	0,4351	-0,67
Ambiente Lago	LAGO	0,0669	-0,50
Ambiente Rio	RIO	-0,0669	0,50
PCNM2	PCNM2	-0,0848	0,51

Os cladóceros *Bosmina longirostris* e *B. meridionalis*, tiveram projeções fortemente relacionadas também com a região positiva do eixo 2, associadas ao ambiente rio durante o período chuvoso. Fortes projeções negativas sobre o eixo ($<0,5$) e, portanto, uma relação com o ambiente lago no período chuvoso, foram obtidas para os taxa *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia spinulosum*, *Cyclops* sp1 e Calanoida sp3.

Os três grupos de variáveis explanatórias foram submetidos a análise de partição de variância para determinação de suas influências únicas e compartilhadas em relação a comunidade zooplancônica, nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito, no rio Tocantins.

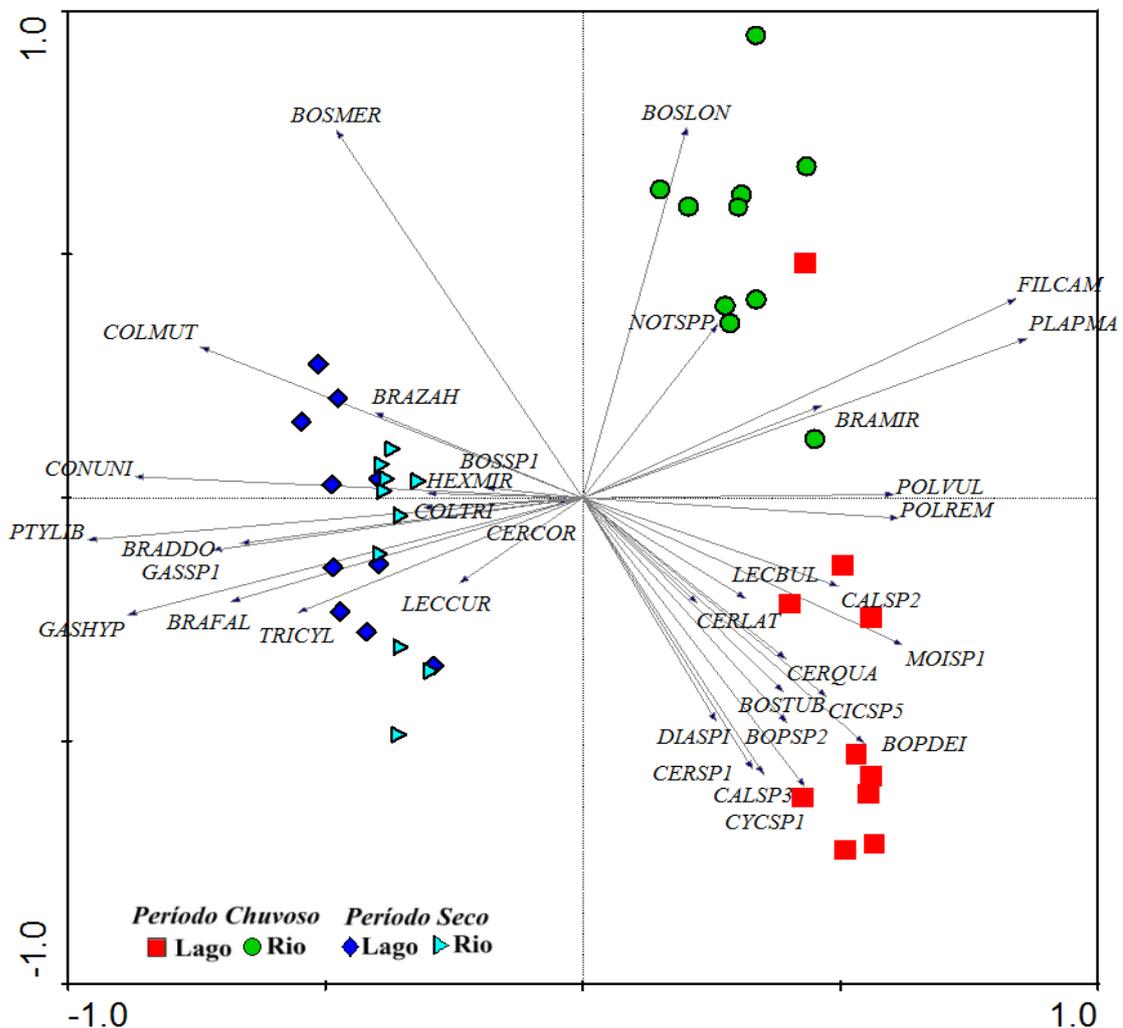


Figura 26 - Diagrama de ordenação da Análise de Redundância Canônica (RDA): projeção dos taxa zooplancônicas com IndVal significativo com a dispersão das amostras.

A influência sobre os dados analisados que pode ser atribuído de forma única as variáveis ambientais (13%) é, aproximadamente, três vezes superior a atribuída as variáveis puramente temporais (4,8%) e sete vezes às espaciais (2%).

Enquanto a variância explicada pela fração compartilhada ambiente-tempo (23,7%) foi a mais alta de todas as partições estimadas, as outras partições compartilhadas ou explicam muito pouco da variância dos dados, como é o caso da ambiente-espaco (0,2%), ou são nulas, o que é o caso da partição tempo-espaco e da fração formada pela interseção dos três grupos de variáveis, ambiente-espaco-tempo.

As variáveis ambientais (36,96%) foram as principais responsáveis pela variação total da comunidade zooplanctônica, seguidas pelas variáveis temporais (28,5%) e espaciais (2,1%). A maior parte da variabilidade dos dados (58,5%) não pôde ser explicada por nenhum dos fatores analisados (Fig. 27).

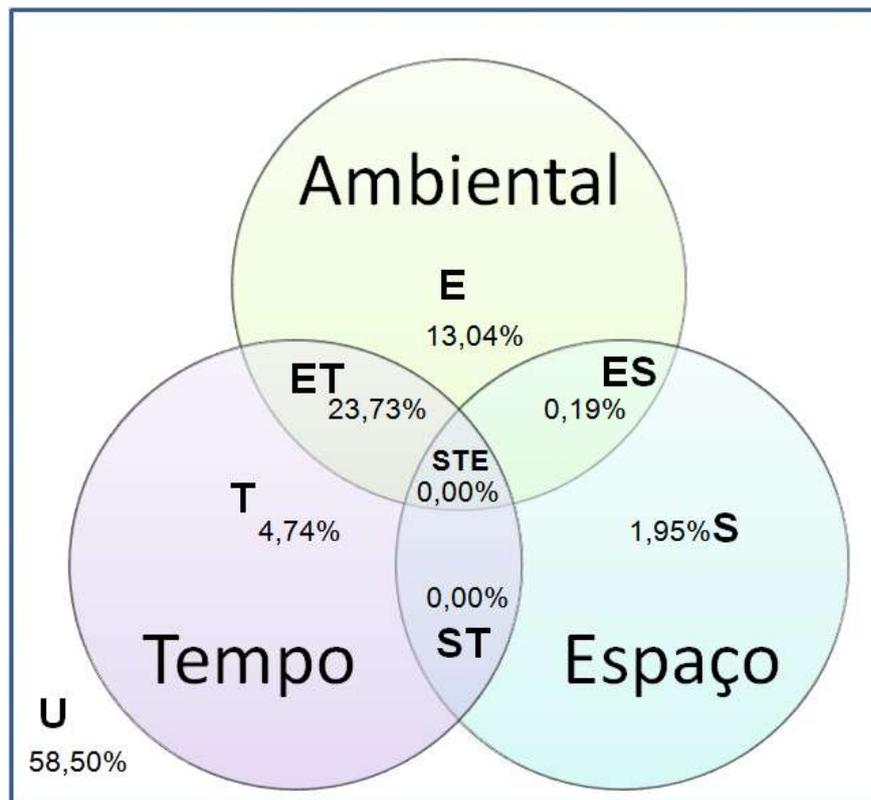


Figura 27 - Diagrama de Venn representando a porcentagem de explicação das variáveis ambientais, temporais e espaciais estudadas sobre a variação na comunidade zooplanctônica nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins). Componente exclusivamente ambiental [E], componente exclusivamente espacial [S], componente exclusivamente temporal [T], componente ambiental-espacial [ES], componente ambiental-temporal [ET], componente espacial-temporal [ST], componente Ambiental-temporais-espaciais [ETS] e componente não explicado [U].

Com base nestas análises, a variação dos parâmetros ambientais ao longo dos períodos sazonais, são os fatores atualmente geram a maior explicação para a variância observada na estrutura da comunidade zooplancônica no trecho estudado do rio Tocantins.

6.3.4 Estrutura das metacomunidades

A análise da estrutura da metacomunidade em cada período sazonal apresentou *coherence* fortemente positiva (z), o que indica que a distribuição das espécies foi determinada pela variação ao longo de um gradiente ambiental (Tab. 9) (WILLIG *et al.*, 2011).

Tabela 9 - Os resultados das análises *coherence*, *turnover* e *Boundary Cluping* ao longo de dois períodos sazonais. Resultados significativos ($p \leq 0,05$) estão em negrito. Abs=número de faltas incorporadas, Rep=número de substituições, SD= desvio padrão, MI=índice de Morisita.

		Período/Grupo							
		Chuvoso				Seco			
		Total	Cladocera	Copepoda	Rotifera	Total	Cladocera	Copepoda	Rotifera
Riqueza		93	35	10	48	78	26	8	44
Coherence	Abs	667	197	63	299	567	133	26	242
	z	4,85	3,45	-1,54	3,72	2,49	2,69	-0,92	3,48
	P	<0,01	<0,01	0,11	<0,01	0,01	<0,01	0,32	<0,01
	Média	839,8	253,2	51,8	400,6	659,6	169,1	20,2	337,7
	SD	37,9	16,3	7,0	28,7	36,6	13,8	5,8	27,1
Turnover	Rep	13810	1570	557	10558	10756	1716	302	3615
	z	-1,39	0,64	-0,51	-2,96	-0,15	-0,79	-0,32	1,24
	p	0,18	0,51	0,62	<0,01	0,89	0,42	0,81	0,2
	Média	9797	1983,2	487,9	5794,9	10356	1376,5	279,7	5627
	SD	2991,5	623,9	140,6	1609,6	2986	429,8	90,8	1585,3
Boundary Cluping	MI	1,91	3,03	1,56	1,62	1,51	1,6	2,23	1,76
	p	0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,07	<0,01	<0,01	<0,01
Estrutura da metacomunidade		Semi aninhada	Semi Clementsiano	Randômica	Aninhada	Semi Aninhada	Semi aninhada	Randômica	Semi Clementsiano

Em ambos os períodos sazonais, onde a análise de *turnover* não foi significativa e as médias obtidas foram inferiores aos números permutações, as metacomunidades seguem o padrão de semi aninhado, com a tendência de formação ao longo do gradiente ambiental, de

subconjuntos de menor riqueza de espécies que fazem parte de comunidades mais ricas (HERIQUES-SILVA *et. al*, 2013).

O padrão aninhado das comunidades aquáticas tem sido identificado no estudo de metacomunidades de diversas categorias de organismos (MALMQVIST e HOFFSTEN, 2000; WORTHEN, 2003; MONAGHAN *et al.*, 2005; FONTANETO *et al.*, 2005), e pode ter sido influenciado pela elevada abundância regional de algumas espécies que, via “efeito de massa” (LEIBOLD *et al.*, 2004), orientam a esse padrão estrutural na metacomunidade.

Essa hipótese é reforçada pelas abundâncias das espécies *F. camasecla* e *B. longirostris*, durante o período chuvoso, e de *C. unicornis* e *P. libera*, durante a época de estiagem.

A estrutura das metacomunidades de copepoda não apresentou coerência na distribuição das espécies em relação ao gradiente ambiental, nos dois períodos sazonais, seguindo assim um padrão randômico (LEIBOLD e MIKKELSON, 2002). Por outro lado, foram observadas modificações no padrão estrutural das metacomunidades de cladóceros e rotíferos em relação ao período de coleta (Fig. 28).

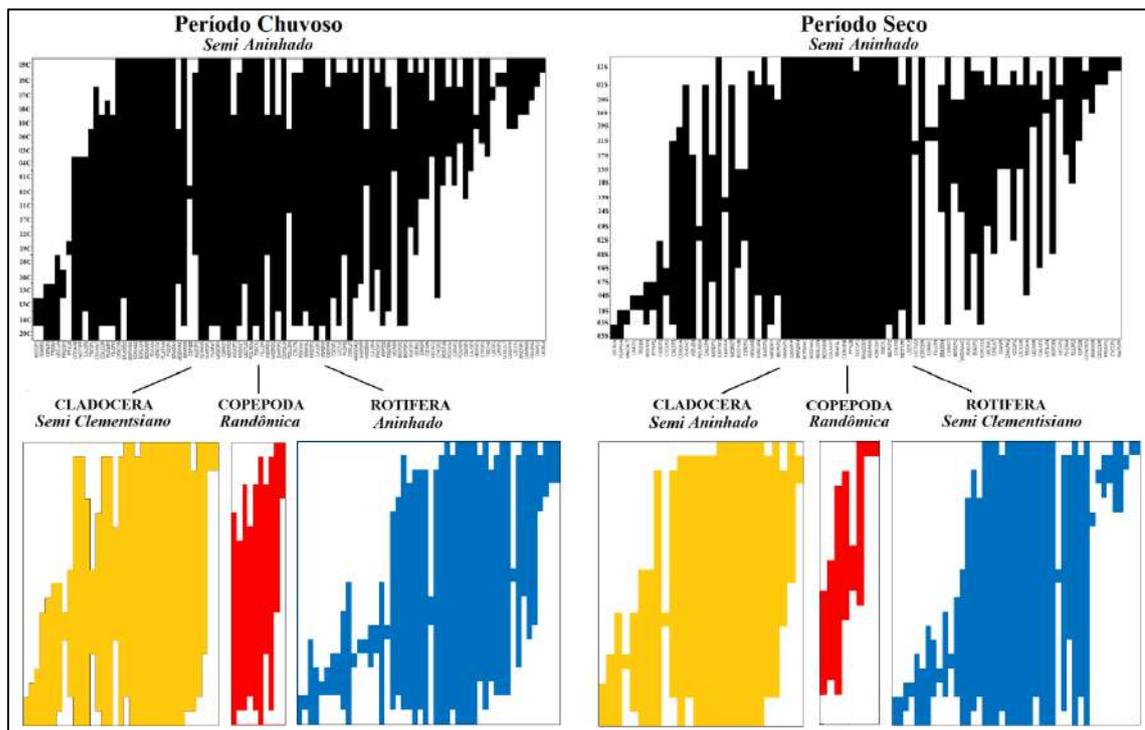


Figura 28–Padrão da dispersão das metacomunidades de organismos zooplancctônicos, em dois períodos sazonais nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreiro (Rio Tocantins).

As metacomunidades de cladóceros no período chuvoso apresentaram padrão semi Clementsiano, demonstrando uma tendência a formação de comunidades discretas que

respondem de forma similar ao gradiente ambiental e se sucedem ao longo do espaço. Durante o período de estiagem, a estrutura destas comunidades tende ao padrão de semi aninhado.

A diminuição na riqueza e densidade deste grupo durante o período de estiagem pode ser apontado como o principal fator que levou a mudança na estrutura de sua metacomunidade.

Um comportamento inverso foi observado nas comunidades de rotíferos, que passaram de uma estrutura aninhada no período chuvoso, provavelmente influenciada pelas elevadas densidades de *F. camasecla*, para o padrão semi Clementsiano durante o período seco.

O padrão geral semi aninhado da metacomunidade, nos dois períodos sazonais, é um indicativo da ocorrência de um gradiente ambiental pouco expressivo (HEINO, 2011; TONKIN *et al.*, 2015), o que em parte se justifica para baixa explicação gerada pelas variáveis exclusivamente ambientais na análise de partição de variância.

A ocorrência do padrão semi Clementsiano nos cladóceros, no período chuvoso, e rotíferos, no período de estiagem, demonstra a tendência destas comunidades em responder a um gradiente ambiental presente em alguns compartimentos da área de estudo, em determinados períodos (HEINO, 2013; HEINO *et al.*, 2015).

A alternância entre este padrão e o padrão aninhado, no caso dos rotíferos, ou semi aninhado, nos cladóceros, é uma evidência que a sazonalidade tem provocado modificações nos ambientes que levam a respostas por parte das comunidades biológicas locais.

6.4 Ecologia funcional

Os 145 taxa de organismos zooplancônicos foram agrupados com base nos nove eixos significantes da MCA (77,72% da variação), gerado a partir dos seis traços funcionais avaliados. Foram estabelecidos 8 grupos funcionais da comunidade zooplancônica em estudo (Fig. 29).

A primeira separação que pode ser observada no dendograma diz respeito ao grupo trófico dos organismos, seguido de aspectos relacionados ao tipo de alimentação e tamanho do organismo.

O grupo 1 foi composto por grandes organismos onívoros de movimentação rápida e comportamento raspador-raptorial. Este grupo agregou todos os copepoda da ordem Cyclopoida coletados ao longo da amostragem, demonstrando haver forte coesão dentro deste grupo.

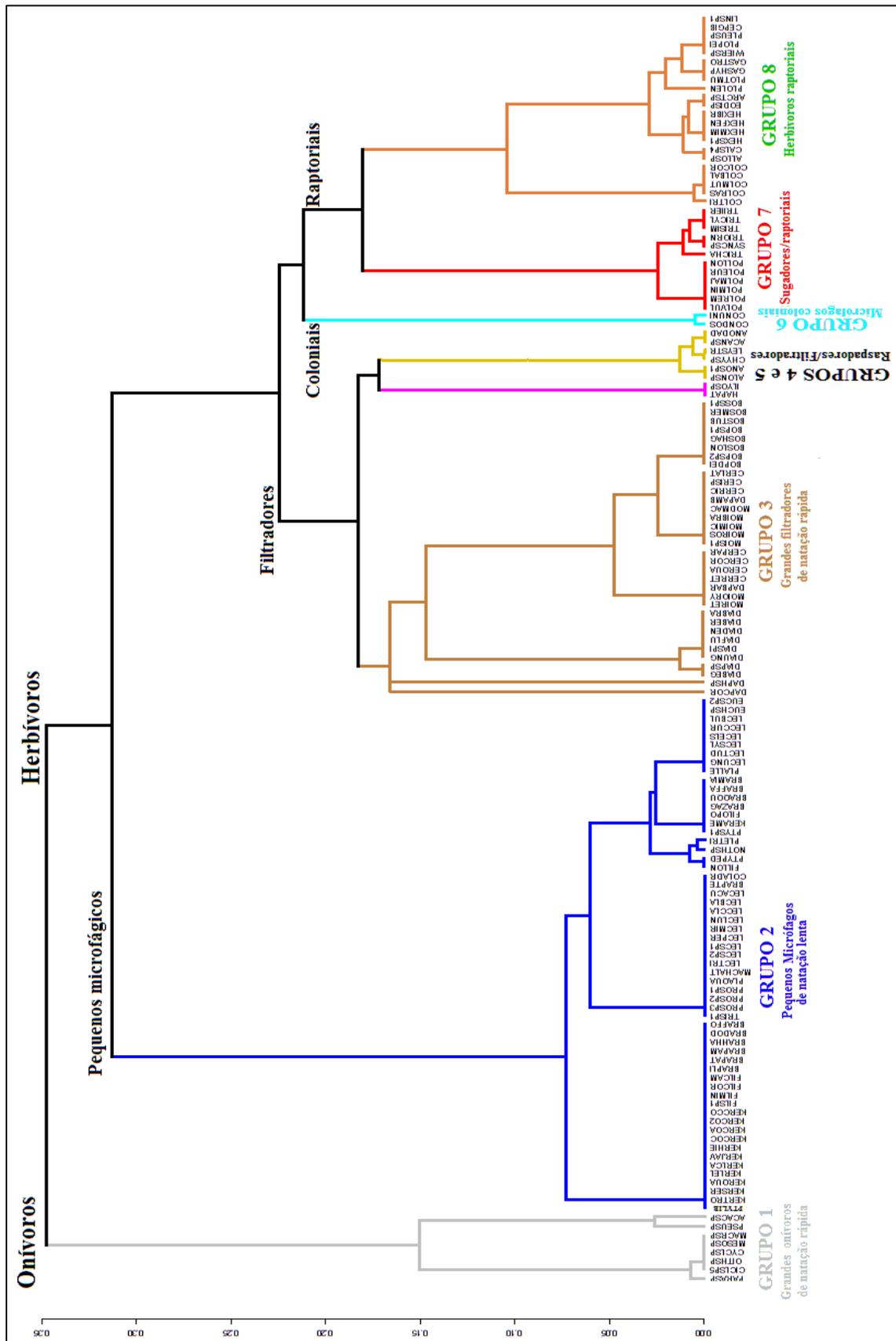


Figura 29—Identificação de grupos funcionais dos 145 taxa de organismos zooplancônicos amostrados nos 20 km a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), obtido a partir do agrupamento hierárquico dos 9 primeiros eixos do MCA baseado em seis traços funcionais.

Os rotíferos de hábito microfágico e movimentação lenta formaram o grupo 2, que foi composto basicamente pelos rotíferos da ordem Brachionidae e Lecanidae, além dos Flosculariidae gelatinosos do gênero *Ptygyra*.

O grupo 3 foi composto em sua maioria, por organismos herbívoros filtradores de médio e grande porte (Tab. 10), sendo basicamente formado pelos representantes da ordem Cladocera, com exceção da família Chydoridae. Os subgrupos formados demonstram uma distinção quase completa dos cladóceros das famílias Sindae, Bosminidae, Monidae e Daphnidade.

Os grupos 4 e 5 são formados por herbívoros de médio e grande porte e com hábito raspador-filtrador, sendo composto pelos copepoda Hapaticoida e cladóceros das famílias Chydoridae e Macrotrichidae. O grupo 6 foi composto por rotíferos microfágicos coloniais e sésseis da família Conochilidae.

O grupo 7 agregou os rotíferos de pequeno e médio porte de hábito alimentar sugador-raptorial, em especial dos gêneros *Palyarthra* e *Trichocerca*. O grupo 8 foi formado por organismos raptorais, em sua maioria de médio porte. Podendo ser observados dois subgrupos, o primeiro englobando os rotíferos sésseis com lóricas protetoras do gênero *Collotheca* e o segundo envolvendo copépodos Calanoidas e outros rotíferos raptorais.

A diversidade funcional na amostragem não variou de forma significativa em relação a sazonalidade ($p=0,22$), tipo de ambiente ($p=0,72$) ou a interação entre ambos ($p=0,08$). Os maiores valores médios foram obtidos no ambiente rio durante o período seco ($1,34 \pm 0,13$) e no lago durante o período chuvoso ($1,31 \pm 0,1$) (Fig. 30).

No período chuvoso a diversidade funcional foi mais elevada no ambiente lago, quadro este que se inverte durante a época de estiagem. A elevação da diversidade funcional durante o período de estiagem no rio, pode estar relacionada tanto a redução da densidade quanto ao aparecimento de taxa exclusivos deste período, devido a alterações de aspectos ambientais, e por consequência o aparecimento de novos nichos.

A comparação da distribuição dos grupos funcionais de organismos zooplânctônicos, com a distribuição dos 13 grupos morfofuncionais de algas, (significância ($p \leq 0,05$) pelo teste de Monte Carlo em relação a variância da densidade do zooplâncton), foi realizada pelas análises correlação e agrupamento *two-way*. Estes grupos foram testados ao longo dos ambientes e períodos sazonais (Fig. 31).

Tabela 10 – Distribuição dos traços funcionais de 145 taxa de organismos zooplancônicos amostrados nos 20 km a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins) em dois períodos sazonais.

Traço Funcional	Grupos Funcionais								Freq.	%
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8		
Faixa de tamanho										
> 200	1	39	-	-	-	1	8	7	56	38,6
200 - 400	-	16	19	-	2	-	3	13	53	36,6
400 - 800	6	3	14	2	4	1	1	2	32	22,8
800 - 1200	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0,7
1200 - 1600	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0,7
>1600	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0,7
Nº total de Espécies	7	58	35	2	6	2	12	23		
Escape de Predadores										
Natação lenta	-	55	9	-	4	-	6	9	83	57,2
Natação rápida	7	-	18	2	2	-	6	9	44	30,3
Parar e Saltar	-	-	8	-	-	-	-	-	8	5,5
Séssil	-	3	-	-	-	2	-	5	10	6,9
Nº total de Espécies	7	58	35	2	6	2	12	23		
Grupo Trófico										
Herbívoro	-	58	35	2	6	2	12	22	137	94,5
Onívoro	7	-	-	-	-	-	-	1	8	5,5
Nº total de Espécies	7	58	35	2	6	2	12	23		
Tipo de Alimentação										
Filtração	-	-	35	-	-	-	-	-	35	24,1
Raspador - Filtrador	-	-	-	-	6	-	-	-	6	4,1
Raspador - Raptorial	7	-	-	-	-	-	-	-	7	4,8
Sugador - Raptorial	-	-	-	-	-	-	12	-	12	8,3
Micrófago	-	58	-	-	-	2	-	-	60	41,4
Raptorial	-	-	-	-	-	-	-	23	23	15,9
Sup. de alimentação	-	-	-	2	-	-	-	-	2	1,4
Nº total de Espécies	7	58	35	2	6	2	12	23		
Estrutura de Proteção	-	31	-	-	-	-	1	1	33	22,8
Nº total de Espécies	-	31	-	-	-	-	1	1		
Formação de Colônias	-	-	-	-	-	2	-	-	2	1,4
Nº total de Espécies	-	-	-	-	-	2	-	-		

Somente foram observadas fortes correlações (>40%) na ocorrência do grupo de rotíferos coloniais (Grupo 6) com os grupos de algas formados por: pequenos Choococales coloniais – 5d (53,3%), pequenos unicelulares de grupos variados – 9d (46,2%), grandes colônias de Choococales não vacuoladas – 5c (46%) e pequenos dinoflagelados unicelulares - 2b (41,2%).

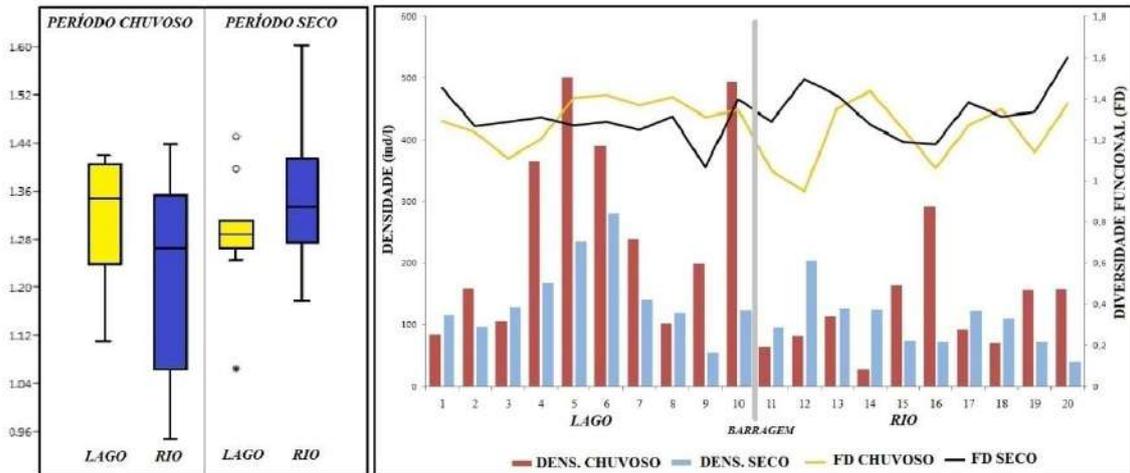


Figura 30 – variação da diversidade funcional da comunidade zooplânctônica nos 20 km a montante e jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins), ao longo dos ambientes (Lago e Rio) e períodos sazonais (Chuvoso e Seco).

Correlações moderadas (25 – 40%) podem ser observadas entre os cladóceros das famílias Chydoridae e Macrotrichidae (Grupo 5) e os grupos de algas composto por Chlorococcales gelatinosos – 11b (35,7%), Nostocales – 5e (33,2%) e Cianofíceas da ordem Oscillatoriales – 5a (26,6%).

Também apresentaram correlações moderadas os organismos raptoriais do grupo 7, com pequenas diatomáceas Pennales – 7b (28,7%) e Chroococcales não vacuolados – 5c (26,5%). Além dos copepoda calanóides e outros grupos de rotíferos raptoriais do grupo 8 com colônias de algas não filamentosas, exceto Chlorococcales– 11c (31,8%).

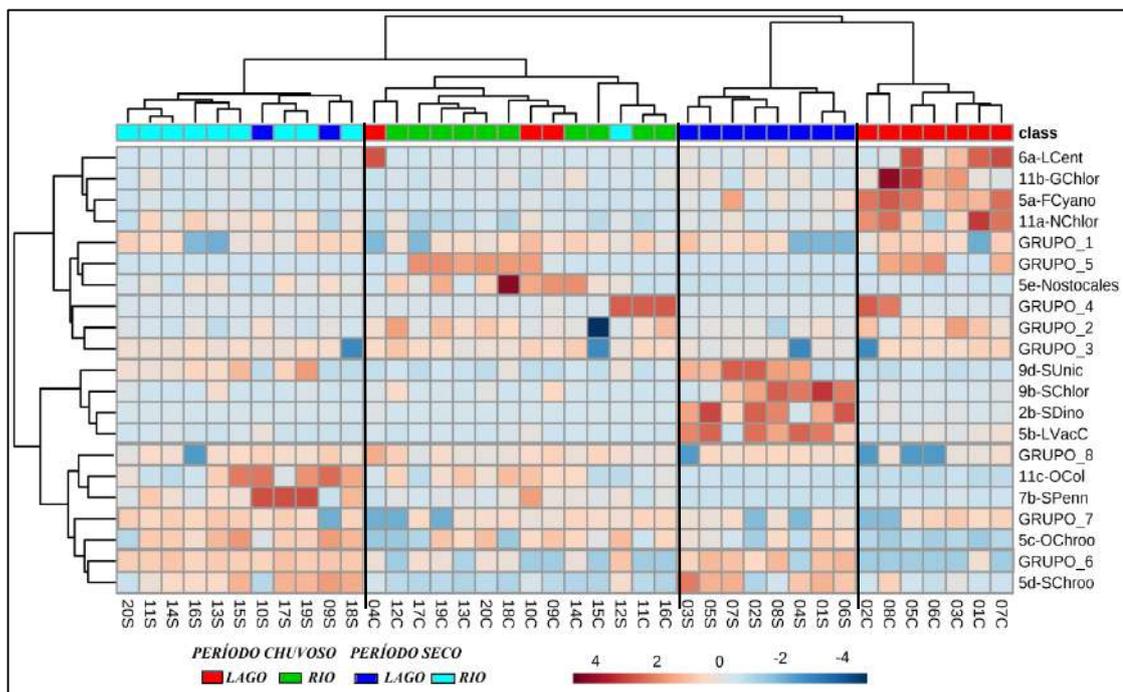


Figura 31 – Análise nodal das densidade de grupos funcionais de fito e zooplâncton amostrados em dois períodos sazonais nos 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito (Rio Tocantins).

Os demais grupos funcionais de organismos zooplanctônicos somente apresentaram correlações fracas (<25%) com grupos morfofuncionais de algas, podendo-se destacar a correlação entre o grupo composto por copépodos ciclopidas (Grupo 1) e Chlorococcales gelatinosas – 11b (24,2%) e das grandes diatomáceas Centrales – 6a com a maioria dos cladóceros que compõe o Grupos 3 (23,1%) e rotíferos microfágicos do Grupo 2 (22,1%).

A resolução temporal da amostragem, a ausência de dados sobre a migração vertical do plâncton e sobre a fração do plâncton inferior a 20 micrômetros, são aspectos que impossibilitam maior entendimento sobre as possíveis relações interespecíficas que podem ter influência sobre a distribuição espacial da comunidade zooplanctônica na área de estudo.

6.4.1 Relação entre traços funcionais e variáveis ambientais

A utilização da abordagem do quarto-canto, com aplicação do teste nulo para avaliação da significância das relações bivariadas entre traços funcionais e variáveis ambientais (DRAY *et al.*, 2014), evidenciou, em uma análise preliminar, a relação positiva entre a distribuição de organismos de comportamento colonial com os fatores ambientais diretamente associados as modificações sazonais: turbidez, condutividade elétrica, saturação de OD, TDS, concentrações de ferro, sílica e fosfato e a densidade de grandes diatomáceas centrais (6a), cianofíceas filamentosas (5a) e clorofíceas coloniais (11b) (Fig. 32).

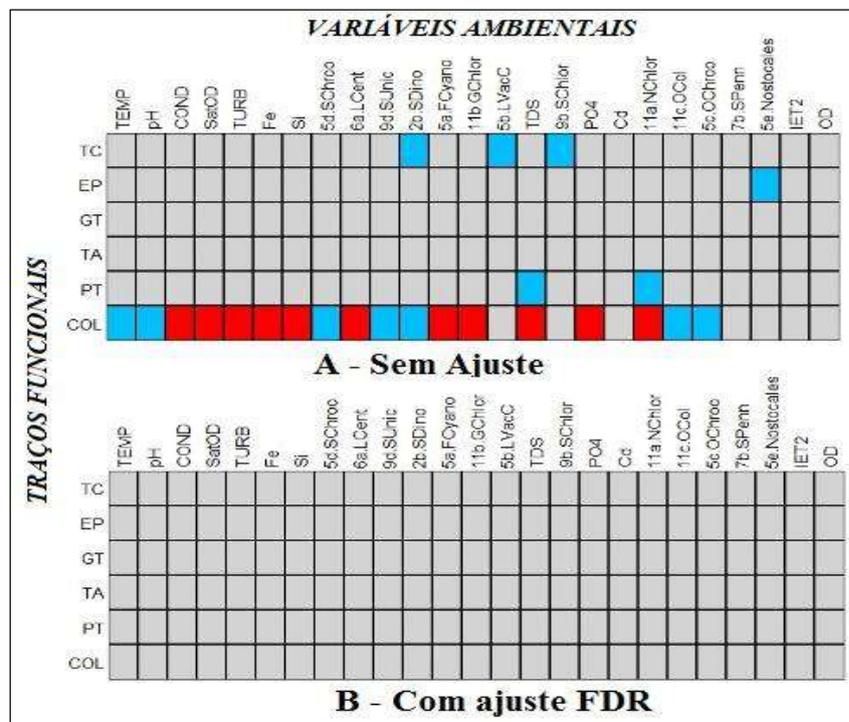


Figura 32 – Resultado do teste do Quarto-Canto. Associações significativamente negativas são representadas em vermelho, significativamente positivas em azul e não significante em cinza. A – resultado de significância após teste nulo; B– resultado de significância após aplicação do ajuste FDR.

A capacidade de formação de agregados coloniais demonstrou ainda relação positiva com os grupos morfofuncionais de algas compostos por Chroococales (5a e 5c), Dinofíceas (2b), clorofíceas (11a) e outros grupos de algas unicelulares (9d) e coloniais (11c).

Outros traços funcionais, como a presença de estrutura de proteção (PT), mecanismo para escape de predadores (EP) e a faixa de tamanho médio do corpo (TC), também demonstraram de significância na relação positiva, principalmente, com a distribuição de alguns grupos de morfofuncionais de algas.

Contudo, a aplicação do mecanismo de ajuste FDR (*False Discovery Rate*), levou o valor estimado de p , em todas as relações bivariadas entre os traços funcionais e as variáveis ambientais, a zona de não significância ($>0,05$). Segundo, BRIND'AMOUR (2011), esta não significância pode sugerir a ocorrência de um baixo poder de explicação das variáveis ambientais sobre a variância da distribuição das espécies, associadas aos traços funcionais estudados, ou a existência de outros traços funcionais não analisados que estejam mais associados a distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental.

A aplicação do teste nulo levou a aceitação da hipótese H_0 em relação a permutação do tipo 2, confirmando que a distribuição das espécies não sofreu influência significativa em relação ao gradiente ambiental. Contudo, a permutação do tipo 4, rejeitou a hipótese H_0 e portanto, pode-se considerar que os traços funcionais influenciam de forma significativa a composição das assembléias de espécies ao longo do gradiente ambiental.

A análise RLQ demonstrou a formação de três grupos de traços funcionais em relação a estrutura do gradiente ambiental e três grupos de parâmetros ambientais em relação dispersão dos traços funcionais das espécies (Fig. 33). O primeiro grupo de traços funcionais (GQ1) foi composto por parâmetros relacionados a estratégias alimentares e de sobrevivência, e foi fortemente associado a região negativa do eixo 2.

O grupo GQ2 é formado por aspectos estruturais (tamanho do corpo e formação de colônias) e apresenta-se fortemente associado a região positiva do eixo 1. A presença de estrutura de proteção foi o único traço componente do grupo 3, e apresentou maior relação com a região positiva do eixo 2.

O primeiro eixo na análise no modo Q representou 37,1% da variância observada na distribuição das espécies e pode ser associado a estrutura morfológica destes organismos. Já o segundo eixo, que incorpora 26,4% da variância, provavelmente está relacionado com o papel dos organismos no ambiente (Fig. 33).

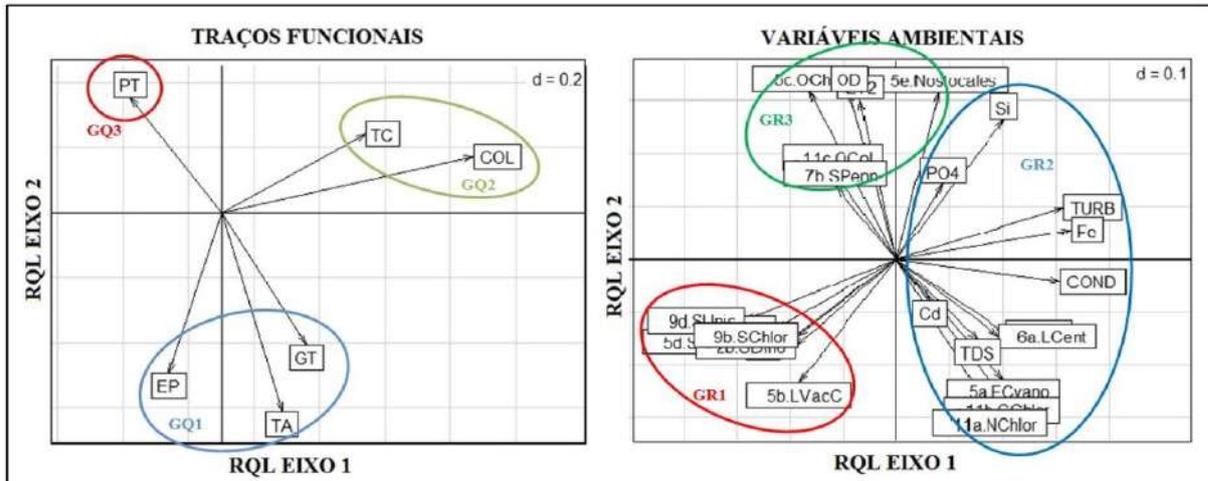


Figura 33 – Resultado da análise RLQ indicando a distribuição dos traços funcionais das espécies (A) e das variáveis ambientais (B) em relação aos dois primeiros eixos RLQ

O primeiro eixo da análise RLQ no modo R corresponde a 33,4% da variância observada e se apresentou fortemente relacionado com os grupos de variáveis GR1 e GR2. Enquanto que, o segundo eixo RLQ (24,1%) apresentou maior relação com o segundo grupo de parâmetros ambientais (GR3).

Estes três grupos representam a ordenação das variáveis ambientais com base em sua correlação com os grupos de traços funcionais da comunidade zooplancônica (BRIND'AMOUR, 2011; DRY *et al.*, 2014). Neste sentido, o grupo GR1 esteve mais correlacionado com o grupo de traços GQ1, podendo-se destacar a possível relação trófica entre algas de pequeno porte (2b, 5d, 9b e 9d) e organismos zooplancônicos de hábito raptorial.

O grupo de traços relacionados a aspectos morfológicos (GQ2) apresentou maior correlação com o grupo de parâmetros ambientais que melhor respondem as variações sazonais na área de estudo (GR2). Enquanto a ocorrência de estruturas de proteção no zooplâncton (GQ3), em sua maioria rotíferos microfágicos da família Brachionidae, se correlacionou com aspectos ambientais ligados ao estado trófico do ambiente (GR3).

A figura 34 apresenta o resultado da utilização do método do quarto-canto para a realização do teste de associação bivariada entre os dois primeiros eixos RLQ que representam o gradiente ambiental (R) e os traços funcionais. Assim como, entre os dois primeiros eixos RLQ que representam a dispersão dos traços funcionais (Q) e os parâmetros ambientais.

O eixo 1 do RLQ que representa o gradiente ambiental da amostragem, apresentou correlação significativamente negativa com os traços funcionais: faixa de tamanho médio do corpo (TC) e formação de colônia (COL). A distribuição destes parâmetros ao longo da

amostragem, apresentou variação significativa em relação a sazonalidade, sendo o menor tamanho médio relacionado com o período chuvoso e o aumento da densidade de organismos coloniais associados ao período seco.

Os parâmetros físico-químicos: condutividade elétrica, turbidez, saturação de OD, sólidos totais dissolvidos e os teores de ferro e sílica, principalmente relacionados a variações sazonais, apresentaram relações significativamente negativas com o primeiro eixo RLQ da dispersão dos traços funcionais (Q). Assim como a ocorrência de grandes diatomáceas cêntricas (6a), principalmente do gênero *Aulacoseira*, e clorofíceas coloniais (11b) dos gêneros *Monactinus* e *Pediastrum*, e de cianofíceas da ordem Oscillatoriales, todas apresentando maior ocorrência no ambiente lago durante o período chuvoso.

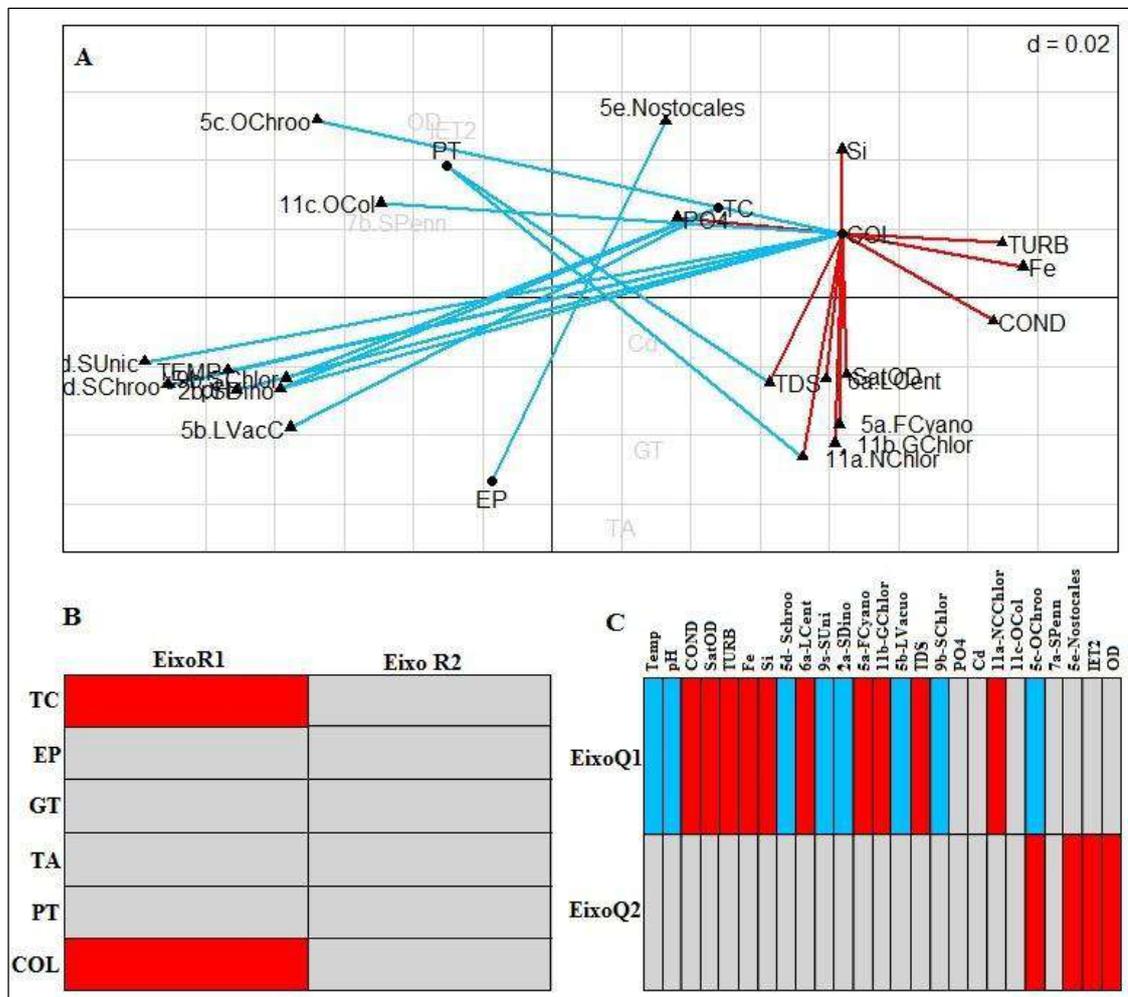


Figura 34 – Integração das técnicas do quarto-canto e RLQ. A) Representação das associações significantes na análise do Quarto-Canto no mapa fatorial da análise RLQ; B) Teste da relação entre os dois primeiros eixos RLQ do gradiente ambiental e traços funcionais; C) Teste da relação entre os dois primeiros eixos RLQ dispersão dos tratos funcionais e parâmetros ambientais. Associações significativamente negativas são representadas em vermelho, significativamente positivas em azul e não significante em cinza.

Correlações significativamente positivas com o primeiro eixo de variação de Q, foram observadas em parâmetros principalmente associados ao período seco. O segundo eixo de ordenação somente apresentou correlações negativas significativas com a concentração de oxigênio dissolvido, índice de estado trófico e as densidades de Chroococales e Nostocales.

Apesar de nenhuma associação bivariada entre os parâmetros ambientais e traços funcionais ter sido considerado estatisticamente relevante na análise do quarto-canto (após teste e ajuste da significância), pode-se observar a existência de correlações significativamente positiva e negativas, quando levada em consideração a relação entre os eixos das análises multivariadas RLQ e os aspectos ambientais e traços funcionais.

Com isso fica demonstrando que, a não significância isolada, avaliada pelo método do quarto-canto, pode significar que o traço ou parâmetro ambiental avaliado pode apresentar maior importância quando avaliado sob o ponto de vista multivariado (PAKEMAN, 2011; DRY *et al.*, 2014).

Os resultados obtidos pela união das técnicas de análise do quarto-canto e RLQ permitiram observar que existe um gradiente ambiental ao longo da área de estudo. Além disso, existe uma relação entre as características funcionais presentes nas comunidades zooplancônicas que participam de forma ativa na determinação do padrão estrutural destas comunidades ao longo dos mesoambientes formados pelo estabelecimento da barragem.

7. CONCLUSÕES

As variações observadas nos parâmetros físico-químicos analisados demonstraram haver uma forte influência da variação sazonal sobre o gradiente ambiental.

Apesar da formação do reservatório somente ter levado à variações significantes em relação ao pH, temperatura na superfície da água e condutividade elétrica, a interação entre os tipos de ambiente (rio e lago) e as variações sazonais regionais, demonstrou agir de forma significativa em relação a variação dos parâmetros ambientais avaliados.

Os picos de discrepância (*outliers*) em relação a alguns parâmetros analisados, que puderam ser observados ao longo do gradiente ambiental, na maioria dos casos estiveram associados a proximidade dos braços do reservatório, no ambiente lago, ou a foz do rio Itaeiras e a pontos de lançamento de efluentes urbanos, no ambiente rio.

Este quadro reforça a necessidade da obtenção de dados sobre as características ambientais das microbacias que contribuem diretamente para o reservatório, com o objetivo de entender quais as alterações que são provocadas exclusivamente por processos internos

deste ambiente, e quais podem ter como agentes promotores aspectos internos destas microbacias.

Foi registrada a ocorrência de 22 grupos morfofuncionais de algas ao longo do estudo, ocorrendo significativa influência das variações sazonais e ambientais em relação a distribuição destas ao longo da amostragem.

Somente 13 destes grupos morfofuncionais de algas apresentaram correlação significativa em relação as variações observadas na densidade da comunidade zooplanctônica, levando a indicação do estabelecimento de relações predador-presa entre estes grupos. Contudo, faz-se necessário o estabelecimento de protocolos de estudo mais específicos, como por exemplo a avaliação de isótopos estáveis e a amostragem das outras frações do seston não analisadas no presente estudo, para o entendimento das possíveis relações tróficas que estão ocorrendo nestes ambientes.

O reservatório, nos dois períodos sazonais, apresentou características que o enquadram como um ambiente oligotrófico, o que provavelmente está relacionado ao fato de ainda se encontrar no período de estabilização, visto que as coletas para o presente estudo foram realizadas a aproximadamente 4 anos após o seu enchimento.

O ambiente rio, a jusante da barragem da UHE de Estreito, apresentou padrão mesotrófico, o que pode ter sido influenciado tanto pela descarga de nutrientes acumulados na região afótica da barragem, devido ao tipo de captação de água para as turbinas, quanto ao despejo de efluentes da área urbana do município de Estreito e o carreamento de nutrientes da bacia do rio Itaueiras.

Foi observado o maior número de taxa de organismos zooplanctônicos já registrado para a bacia Tocantins-Araguaia. Os 145 taxa que ocorreram ao longo dos 40 km estudados, representaram uma diversidade, estimada pelo índice de Shannon-Winer, de $3,22 \pm 0,01$ nat.ind⁻¹ e uma equabilidade de 64,7%. Tendo sido observadas influências promovidas pelas variações sazonais e ambientais sobre a distribuição da riqueza, diversidade e densidade dos organismos zooplanctônicos.

Seguindo o padrão típico de corpos hídricos continentais tropicais, os rotíferos foram o grupo mais frequente, seguidos de cladóceros e copépodos. Outros grupos menos expressivos desta fração o seston dulcícolas, como protozoários, insetos e poríferos, foram observados, porém não abordados no presente estudo.

As espécies que apresentaram maior frequência de ocorrência (>75%) ao longo do estudo foram os cladóceros: *Bosmina hagamani*, *B. longirostris* e *B. Meridionalis*, os copépodos: *Macrocylops* sp, e os rotíferos: *Keratella americana* e *K. cochlearis*. Ocorreram

ainda espécies citadas como frequentes em ambientes tropicais, como os cladóceros *Ceriodaphnia cornuta*, *C. reticulata*, *Moina oryzae* e *M. reticulata* e os rotíferos *Brachionus falcatus*, *B. zahniseri* e *Trichocerca cylindrica*.

A distribuição da densidade do zooplâncton foi fortemente influenciada pela formação do reservatório. A proporção da densidade por grupo zooplanctônico variou no período chuvoso de um relativo equilíbrio na distribuição da densidade entre cladóceros, copépodos e rotíferos no lago, a maior representatividade por parte de rotíferos no ambiente rio.

Durante o período seco, a distribuição da densidade no lago apresentou proporções equilibradas de copépodos e rotíferos, passando a um padrão com o domínio de copépodos, seguido de rotíferos e cladóceros, no ambiente rio.

O agrupamento das 101 espécies que apresentaram frequência de ocorrência superior a 4,9%, em relação ao padrão da distribuição de suas densidades, levou a formação de grupos de amostras que apresentaram uma distinção entre os ambientes e períodos sazonais, em especial no período seco. As associações de espécies formadas também possibilitaram uma distinção, principalmente, entre os períodos sazonais.

A avaliação das espécies quanto ao poder de indicação em relação ao tipo de ambiente e período sazonal, levou a seleção de 36 espécies. Das quais, *Bosmina tubicen* e *Filinia camasecla* foram os principais indicadores para os ambientes lago e rio, respectivamente, durante o período chuvoso. Ressalta-se ainda que, os rotíferos *F. camasecla* e *Plationus patulus macracanthus* foram fortes indicadores para o período chuvoso propriamente dito na área de estudo.

Os rotíferos foram apontados como melhor indicadores em relação ao período chuvoso, no ambiente lago destacam-se as espécies do gênero *Gastropus* e ainda *Ptygura libera* e *Conochilus unicornis*, e no rio as espécies *Trichocerca cylindrica* e *Brachionus dolabratus dolabratus*.

O RDA realizado entre as densidades de organismos zooplanctônicos e as variáveis ambientais, espaciais e temporais, ratificou a separação entre os períodos chuvoso e seco, e a tendência de separação entre as amostragens realizadas nos ambientes lago e rio. Sendo a maior parte da variação observada na densidade de organismos zooplanctônicos relacionada a variação dos aspectos ambientais diretamente relacionadas com as mudanças sazonais.

Nos dois períodos sazonais a estrutura geral das metacomunidades apresentou um padrão semi aninhado, provavelmente devido a ocorrência em cada período do domínio da densidade por poucas espécies, como é o caso de *Filinia camasecla* e *Bosmina longirostris*,

durante a estação chuvosa, e de *Ptygura libera* e *Conochilus unicornis*, durante o período seco.

Contudo, observando-se o padrão das metacomunidades dos grupos taxonômicos é possível perceber que, enquanto os copépodos mantêm um padrão randômico nos dois períodos amostrais, as comunidades de cladóceros e rotíferos sofreram variações opostas entre os padrões aninhados, ou semi aninhado no caso dos cladóceros, e semi Clementsiano. Confirmando a hipótese de que, as modificações no gradiente ambiental promovidas pela sazonalidade, têm levado a respostas que podem ser indicadas pelas modificações da estrutura das comunidades biológicas locais.

A observação das comunidades zooplanctônicas sob o ponto de vista da ecologia funcional, levou a reorganização desta em 8 grupos funcionais. Não foi observada variação significativa na diversidade funcional em relação ao tipo de ambiente, período sazonal ou interação entre ambos, o que ratifica o padrão semi aninhado das metacomunidades, indicando a ocorrência de uma distribuição de pequenas comunidades similarmente estruturadas ao longo do gradiente ambiental.

A comparação da distribuição dos grupos funcionais planctônicos evidenciou a formação de alguns padrões de ocorrência em relação ao tipo de ambiente e sazonalidade. Contudo, a confirmação das possíveis relações interespecíficas entre os grupos depende de observações sobre a migração vertical, assim como de uma amostragem com menor resolução temporal.

Apesar da relação entre os traços funcionais e os aspectos ambientais analisados não terem apresentado relações significantes, quando visto de uma ótica de análise bivariada. A união da técnica de estudo multivariado RLQ e os testes bivariados do quarto-canto possibilitaram afirmar que, os aspectos funcionais das comunidades zooplanctônicas influenciam o padrão estrutural destas comunidades, ao longo dos gradientes ambientais formados pelo estabelecimento da barragem e influenciados pelo padrão sazonal regional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) (ANA). **A região hidrológica dos rios Tocantins e Araguaia**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2006.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) (ANA). **Cadernos de Recursos Hídricos: Aproveitamento do Potencial Hidráulico para Geração de Energia**, 2005.
- ALCÂNTARA MISSIAS, A.C. **Distribuição Espacial e Temporal da Comunidade Zooplantônica no Reservatório Hidrelétrico da Serra da Mesa, Goiás, Brasil**. Monografia- Faculdade UnB de Planaltina, Universidade de Brasília. 29p. 2013.
- ALMEIDA, V.L.S.; DANTAS, Ê.W.; MELO-JÚNIOR, M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC.; MOURA, A.N. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. **Braz. J. Biol.**, 69(1): 57-65, 2009.
- ANDERSON, M.J.; GRIBBLE, N.A. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. **Australian Journal of Ecology**. 23:158–167. 1998.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^o ed. 4500- P E: Ascorbic acid method. 2005a.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^oed. 4500 B. 4-118. Método N-(1-naftil)-etilenodiamina. 2005b.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^oed. 4500 D. 4-167. Método do Azul de Heteropolio. 2005c.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^oed. 4500- P B: Sample preparation persulfate digestion method. 2005d.
- ASSIREU, A.; ROLAND, F.; NOVO, E.; BARROS, N.O.; STECH, J.L.; PACHECO, F.S. Existe relação entre a complexidade geométrica do entorno dos reservatórios e a variabilidade espacial dos parâmetros limnológicos?. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 3263-3269. 21-26 abril 2007.
- AZERIA, E.T.; FORTIN, D.; HÉBERT, C.; PERES-NETO, P.; POTHIER, D.; RUEL, J.C. Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. **Diversity and Distributions** 15(6):958-971. 2009.
- BARNETT, A.J.; FINLAY, K.; BEISNER, B.E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**. 52, 796–813. 2007.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.C.; ORDOÑ, J.E.Z.C.; MARCE, R.C.E.; ARMENGOL, J.C.; CROSSETTI, L.O.D.; HUSZAR, V.L.M. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **water research**. (44). 3345 -3354. 2010.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed. 2008
- BENEDETTI, F.; GASPARINI, S.; AYATA, S.D. Identifying copepod functional groups from species functional traits. **J. Plankton Res.** 0(0): 1–8. 2015.

- BENJAMINI, Y.; HOCHBERG, Y. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. **Journal of the Royal Statistical Society B** 57:289–300. 1995.
- BENZIE, J.A.H., The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda:Daphniidae). **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Ghent Leiden: Kenobi Productions ; Backhuys. vii, 376 p. 2005.
- BESSA, G. F. Análise Temporal e Espacial da Diversidade Zooplancônica do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães no Médio Tocantins, TO. Palmas, 2007. 98p. Dissertação (Mestrado Ciências do Ambiente) 2008.
- BESSA, G. F.; VIEIRA, L.C.G.; BINI, L.M.; REIS, D.F.; MORAIS, P. B. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE - Luís Eduardo Magalhães Reservoir in the Mid-Tocantins River, Tocantins State, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. 33(2): 179-184. 2011.
- BEZERRA, M.F.C.; SENA, B.A.; MARTINELLI-FILHO, J.E.; NAKAYAMA, L.; OHASHI, O.M. Composição e variabilidade da comunidade de rotifera em um reservatório tropical. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo. 41(3): 493 – 506. 2015.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 2 ed. RiMa Editora, São Carlos. 2006.
- BINI, L. M.; VIEIRA, L. C. G.; MACHADO, J. & VELHO, L. F. M. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 1, p. 9-22. 2007.
- BINI, L.M; SILVA, L.C.F.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C.; LANSAC-TÔHA, F.A.; Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**. 598: 247-255. 2008.
- BLANCHET, F.G.; LEGENDRE, P.; COLIN BERGERON, J.A.; HE, F. Consensus RDA across dissimilarity coefficients for canonical ordination of community composition data. **Ecological Monographs** 84:491–511. 2014.
- BOCARD, D.; LEGENDRE, P. Is the Mantel correlogram powerful enough to be useful in ecological analysis? A simulation study. **Ecology**. 93:1473–1481. 2012.
- BOCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. **Ecology** 73:1045–1055. 1992.
- BONECKER, C.C; NAGAE, M.Y.; BLETLER, M.C.M.; VELHO,L.F.M.; LANSAC-TÔHA, F.A. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiologia**. 579:115–123. 2007.
- BRASIL, J.; HUSZAR, VLM. O papel dos Traços Funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**. vol. 15, no. 4, p. 799-834. 2011.
- BRIND'AMOUR, A.; BOISCLAIR, D.; DRAY, S.; LEGENDRE, P. Relationships between species feeding traits and environmental conditions in fish communities: a three-matrix approach. **Ecological Applications**. 21(2), pp. 363–377, 2011.
- BRITO, S.A.C. Variação espaço-temporal do zooplâncton em diferentes ambientes do médio Rio Xingu – PA. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal). UFPA/EMBRAPA/UFRA. 2008.

- BRITO, S.L.; MAIA-BARBOSA, P.M.; PINTO-COELHO, R.M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. 16: 253–264. 2011.
- BROWN, A. M.; WARTON, D. I.; ANDREW, N. R.; BINNS, M.; CASSIS, G.; GIBB, H. The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. **Methods in Ecology and Evolution**, 5(4), 344-352. 2014.
- CAJO, J.F.; TER BRAAK, A. Cormont, and Stéphane Dray. Improved testing of species traits–environment relationships in the fourth-corner problem. **Ecology** 93:1525–1526. 2012.
- CARNEIRO, F.M.; BINI, L.M.; RODRIGUES, L.C. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. **Ecological Indicators**, 10(2), 249-255. 2010.
- CAVALCANTE, A.J.M. Comunidade zooplanctônica e estado trófico de um reservatório do semiárido paraibano com piscicultura intensiva em tanques-rede. Campina Grande: UEPB, 2012. Dissertação (Mestrado).
- COLLISHONN, W.; TUCCI, C.E.M. Simulação hidrológica de grandes bacias. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v.6 n.1 Jan/Mar, 95-118, 2001.
- COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published. 2009.
- COSTA, M.P.F.; NOVO, E.M.L.M.; TELMER, K.H. Spatial and temporal variability of light attenuation in large rivers of the Amazon. **Hydrobiologia**. 702:171–190. 2013.
- COTTENIE, K. (2005) Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, 8, 1175–1182.
- CROSSETTI, L.O.; BICUDO, D.C.; BICUDO, C.E.M.; BINI, L.M. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 68, no. 4, p. 1061-1067. 2008.
- DALLAS, T. metacom: an R package for the analysis of metacommunity structure. **Ecography**. 37: 402–405, 2014.
- DALLAS, T.; DRAKE, J.M. Relative importance of environmental, geographic, and spatial variables on zooplankton metacommunities. **Ecosphere**. 5:art104. 2014.
- DE MEESTER, L. A metacommunity perspective on the phylo- and biogeography of small organisms. Pages 324–334 *in*: DE MEESTER, L., editor. **Biogeography of microscopic organisms: Is everything small everywhere?** Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2011.
- DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; TER BRAAK, C.J.F.; CHAMPELY, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics**. 3:143–166. 1996.
- DRAY, S.; CHOLER, P.; DOLÉDEC, S.; PERES-NETO, P.P.; THUILLER, W.; PAVOINE, S.; TER BRAAK, C.J.F. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. **Ecology** 95:14–21. 2014.
- DRAY, S.; DUFOUR, A.B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. **Journal of Statistical Software**, 22: 1-20. 2007.
- DRAY, S.; LEGENDRE, P. Testing the species traits–environment relationships: the fourth-corner problem revisited. **Ecology**, 89(12), pp. 3400–3412. 2008.

DRAY, S.; PÉLISSIER, R.; COUTERON, P.; FORTIN, M.-J.; LEGENDRE, P.; PERES-NEITO, P. R.; BELLIER, E.; BIVAND, R.; BLANCHET, F. G.; CÁCERES, M.; DUFOUR, A.B.; HEEGAARD, E.; JOMBART, T.; MUNOZ, F.; OKSANEN, J.; THIOULOUSE, J.; WAGNER, H. H. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs** 82:257–275. 2012.

DRAY, S.; SAÏD, S.; DÉBIAS, F. Spatial ordination of vegetation data using a generalization of Wartenberg's multivariate spatial correlation. **Journal of Vegetation Science**, 19:45–56, 2008.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, v.67, n.3, p.345-366. 1997.

DUMONT, H.J.; NEGREA, S.T. Branchiopoda. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Leiden: Backhuys. 398p. 2002.

DUSSART, B.; DEFAYE, D. Introduction to the copepoda. 2nd ed. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Leiden: Backhuys. viii, 344 p. 2001.

DUTRA, R. N.; SPERANDIO, M.; COELHO, J. O Método Ward de Agrupamento de Dados e sua Aplicação em Associação com os Mapas AutoOrganizáveis de Kohonen. In: **WORKCOMP SUL - WORKSHOP DE CIÊNCIAS DA COMPUTAÇÃO E SISTEMAS DA INFORMAÇÃO DA REGIÃO SUL**, 1., Florianópolis, Anais... Florianópolis: UNISUL, 2004.

EINSLE, U., Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Leiden: Backhuys. 83 p. 1996.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S.; PANOSSO, R.F.; ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J.L. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.3, p. 410-421. 2007.

ESPÍNDOLA, E.L.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C.; TUNDISI, J.G. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazônia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. **Revista Brasileira de Biologia**, 60(2): 179-194. 2000.

EVERITT, B.S.; LANDAU, S.; LEESE, M. **Cluster analysis**. Fourth edition. London: Arnold. 2001.

FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A.K.M. A review: potentiality of Zooplankton as Bioindicator. **Am.J. Appl. Sci.**, v. 6, n.10, p. 1815-1819. 2009.

FERNANDO, C.H. **A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton: Identification, Ecology and Impact on Fisheries**. Leiden: Backhuys 291 p. 2002.

FIGUEIREDO, D.M.; BIANCHINI-JR., I. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir. **Acta Limnol. Bras.**, vol. 20, no. 4, p. 277-290. 2008

FIGUEIREDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S. ARAÚJO, J.C. . Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 12, n. 4, Dec. 2007.

- FONTANETO, D.; MELONI, G.; RICCI, C. Connectivity and nestedness of the meta-community structure of moss dwelling bdelloid rotifers along a stream. **Hydrobiologia** 542:131–136. 2005.
- FOX, J. The R Commander: A basic-statistics graphical user interface to R. **Journal of Statistical Software**, 14(9):1–42, Aug. 2005.
- GAVIDIA, J. **Variación en la abundancia y biomasa del zooplancton en dos localidades del embalse Tierra Blanca, Estado Guárico**. Tesis de Licenciatura, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 2003.
- GAZONATO NETO, A.J. **Estudo Limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacarei com ênfase na comunidade zooplancônica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) UFSCar. 115p. 2013.
- GONZÁLEZ, E.J. Caracterización limnológica del embalse Agua Fría (Parque Nacional Macarao, Edo. Miranda). **Informe técnico presentado al FONACIT**. Caracas, Venezuela. 2002.
- GONZÁLEZ, E.J.; ORTAZ, M.; MATOS, M.L.; MENDOZA, J.; PEÑAHERRERA, C.; CARRILLO, V. Zooplankton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. **Interciencia** 27: 551-558. 2002.
- GOSWAMI, S.C. Zooplankton Methodology, Collection & identification - A field manual. National Institute of Oceanography, Goa. 2004.
- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Estimating species richness. In: Magurran AE, McGill BJ (eds). **Frontiers in Measuring Biodiversity**. New York: Oxford University Press, 39–54. 2011.
- HÁJEK, M.; ROLEČEK, J.; COTTENIE, K.; KINTROVÁ, K.; HORSÁK, M.; POULÍČKOVÁ, A.; HÁJKOVÁ, P.; FRÁNKOVÁ, M.; DÍTĚ, D. Environmental and spatial controls of biotic assemblages in a discrete semi-terrestrial habitat: comparison of organisms with different dispersal abilities sampled in the same plots. **J. Biogeogr.** 38, 1683– 1693. 2011.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1):9pp. 2001.
- HAVEL, J. E., MEDLEY, K. A., DICKERSON, K. D. Effect of mainstem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). **Hydrobiologia**, 628, 121–135. 2009.
- HEINO, J. A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. **Freshwater Biology** 56:1703–1722. 2011.
- HEINO, J.; MELO, A.S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S.; BINI, L.M. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**:DOI:10.1111/fwb.12533. 2015.
- HENRIQUES-SILVA, R.; LINDO, Z.; PERES-NETO, P.R. A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. **Ecology**, 94(3), pp. 627–639, 2013.
- HORTAL, J., BORGES, P.; P. A. V.; GASPAR. C. Evaluating the performance of species richness estimators: Sensitivity to sample grain size. **J. Anim. Ecol.** 75:274-287. 2006.
- HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University. Press, Princeton, NJ. 2001.

- HUSSON, F.; JOSSE, J.L.E.S.; MAZET, J. **FactoMineR: Factor Analysis and Data Mining with R**. R package version 1.12. 2009.
- HUSSON, F.; LÊ, S.; PAGÈS, J. *Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R. Computer Science and Data Analysis Series*. Chapman & Hall/CRC, London. 2010.
- IIEGA (Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental). **Relatório Técnico Final do PBA-09. Análise global do projeto de monitoramento do reservatório de Lajeado (TO), desde a fase rio até a fase lago, compreendendo o período de 1998 a 2003**. São Carlos. 2004.
- KARAYTUG, S., Copepoda: Cyclopoida Genera Paracyclops, Ochridacyclops and Key to the Eucyclopinae. **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Volume**. Leiden: Backhuys. 217 p. 1999.
- KECK, B.P.; MARION, Z.H.; MARTIN, D.J.; KAUFMAN, J.C.; HARDEN, C.P.; SCHWARTZ, J.S.; STRANGE, R.J. Fish Functional Traits Correlated with Environmental Variables in a Temperate Biodiversity Hotspot. **PLoS ONE** 9(3): e93237. 2014
- KEMBEL, S.W.; COWAN, P.D.; HELMUS, M.R.; CORNWELL, W.K. H.; MORLON, ACKERLY, D.D. BLOMBERG, S.P.; WEBB, C.O. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**. 26:1463-1464. 2010.
- KI, J.S.; HAN, M.S. New Record of the Freshwater Dinoflagellate *Peridinium umbonatum* Stein (Dinophyceae) from Togyo Reservoir, Korea. **Algae**. Volume 23(2): 115-118, 2008.
- KIØRBOE T. Optimal swimming strategies in mate-searching pelagic copepods. **Oecologia** 155: 179-192. 2008.
- KLEYER, M.; DRAY, S.; de BELLO, F.; LEPS, J.; PAKEMAN, R.J.; STRAUSS, B.; THUILLER, W.; LAVOREL, S. Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? **J. Veg. Sci.** 23:805–821. 2012.
- KOSTE, W. **Rotatoria. Die Räsertiere Mitteleuropas**. Berlin: Gebruder Borntraeger. 1978.
- LAMPARELLI, M. C., Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento– São Paulo – Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Instituto de Biociências – USP. 238p. 2004.
- LANDEIRO, V.L.; BINI, L.M.; COSTA, F.R.; FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; DE SOUZA, J.L. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, 23, 366-373. 2012.
- LE QUÉRÉ, C.; HARRISON, S.P.; PRENTICE, I.C.; BUITENHUIS, E.T.; AUMONT, O. Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. **Glob.Change Biol.** 11:2016–40. 2005.
- LEGENDRE, P. Indicator Species: Computation. In: S.Levin (ed.), **Encyclopedia of Biodiversity** Vol. 4, 2^a ed. 264-268. 2013.
- LEGENDRE, P. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. **Journal of Plant Ecology**. 1(1): 3-8. 2008.
- LEGENDRE, P.; BOCARD, D.; PERES, P.R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**. 75: 435–450. 2005.

- LEGENDRE, P.; CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*. 16: 951–963. 2013.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**. 129: 271–280. 2001.
- LEGENDRE, P.; GALZIN, R.G.; HARMELIN-VIVIEN, M.L. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. **Ecology**, vol. 78, no. 2, pp. 547–562. 1997.
- LEGENDRE, P.; GAUTHIER, O. Statistical methods for temporal and space–time analysis of community composition data. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281 (1778). 2014.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 3rd. Edition. Elsevier. 2012.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE J.M.; HOOPES, M.F.; HOLT, R.D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**. 7: 601-613. 2004.
- LEIBOLD, M.A.; MIKKELSON, G.M. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. **Oikos** 97: 237-250. 2002.
- LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C.A. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39:615–39. 2008.
- LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C.A.; MILLER, J.R.; SCHOFIELD, O.M.; FALKOWSKI, P.G. Multi-nutrient, multi-group model of present and future oceanic phytoplankton communities. **Biogeosciences** 3:585–606. 2006.
- LITCHMAN, E.; OHMAN, M.D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **J. Plankton Res.** 0(0): 1–12. 2013.
- LODI, S.; MACHADO VELHO, L.F.; CARVALHO, P; BINI, L.M. Patterns of zooplankton populational synchrony in a tropical reservoir. **Journal of Plankton Research**. 0(0): 1-12. 2014.
- LOGUE, J.B.; MOUQUET, N.; PETER, H.; HILLEBRAND, H. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in Ecology and Evolution**, 26, 482–491. 2011.
- LUCENA, L.C.A.; MELO, T.X. Zooplankton community of Parnaíba River, Northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 27(1), 118-129. 2015.
- MAGALHÃES FILHO, L. N. L.; VERGARA, F. E.; RODRIGUES, W. Valoração dos danos ambientais causados pela implantação da usina hidrelétrica de Estreito: o caso dos municípios de Carolina-Ma e Filadélfia-TO . **REGA** – Vol. 9, no. 2, p. 63-75, jul./dez. 2012.
- MALMQVIST, B.; HOFFSTEN, P.O. Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. **Archiv fur Hydrobiologie**. 150: 29–54. 2000.
- MARQUES, A. K. **Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins- TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais**. Dissertação de Mestrado em Ciências do Ambiente. UFT. Palmas. 2006.
- MASSICOTTE, F.; FRENETTE, J.; PROULX, R.; PINEL-ALLOUL, B.; BERTOLO, A. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. **Landscape Ecol.** 29:67–79, 2014.

- MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil, pp. 39-54. In: R. Henry (ed.), **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, 799p. 1999.
- MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. 1982 Metodología para el estudio de la vegetación. Cuaderno de la OEA. Serie de Biología, monografía N° 22. Washington: Secr. Gen. O.E.A. 168p.
- McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD. **Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2011.
- MELO, A.S. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv fur Hydrobiologie**, 164(3), 309-323. 2005.
- MERAYO, S.; GONZÁLEZ, E.J. Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. **Rev. Biol. Trop.** Vol. 58 (2): 603-619, June 2010.
- MERAYO, S.; GONZÁLEZ, E.J. Variaciones de abundância y biomassa Del zooplancton em um embalse tropical oligo-mesotrófico Del norte de Venezuela. **Ver. Biol.Trop.V.** 58(2), jun. p. 603-619. 2010.
- MEYNARD, C. N.; LAVERGNE, S; BOULANGEAT, I; GARRAUD, L.; VAN ES, J.; MOUQUET, N.; THULLER, W. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. **Journal of Biogeography**. 40, 1560–1571. 2013.
- MIELEITNER, J.; BORSUK, M.; BURGI, H.R.; REICHERT, P. Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. **Aquat. Sci.** 70: 30–46. 2008.
- MILLIGAN, G. W. & COOPER, M. Methodology review: clustering methods. **Applied Psychological Measurement** 11(4):329-354. 1987.
- MONAGHAN, M.T.; ROBINSON, C.T.; SPAAK, P.; WARD, J.W.. Macroinvertebrate diversity in fragmented Alpine streams: implications for freshwater conservation. **Aquatic Sciences** 67:454–464. 2005.
- NEGREIROS MENDES, F.G. **Variação espacial e temporal do fitoplâncton e parâmetros limnológicos no trecho do rio tocantins sob influência da UHE de Estreito**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais). UFRA. Belém, 2015.
- NOGRADY, T.; HENDRIK, S. Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**, Leiden: Backhuys. 264p. 2002.
- OBERTEGGER, U.; MANCA, M. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. **J. Limnol.**, 70(2): 231-238. 2011.
- OBERTEGGER, U.; SMITH, H. A.; FLAIM, G.; WALLACE, R. L. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. **Hydrobiologia** 662(1), 157–162. 2011.
- OLIVEIRA, J.D. **Espécies metálicas no Ribeirão Lavapés, Botucatu –SP: estudos envolvendo a distribuição de Cu, Zn, Pb, Ni, Fe, Mn e Cr em amostras de água e sedimentos**. Araraquara: UNESP, Tese (Doutorado em Ciências). 2006.
- ORTAZ, M.; GONZÁLEZ, E.J.; PEÑAHERRERA, C. C. Depredación de peces sobre el zooplancton en tres embalses neotropicales con distintos estados tróficos. **Interciencia** 31: 1-8. 2006.

- PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J.; KREIVI, P. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? **Freshwater Biology**, v. 48, n. 10, p. 1912-1923, 2003.
- PADISÁK, J., CROSSETTI, L.O., NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**. 621, 1e19. 2009.
- PAKEMAN, R.J. Multivariate identification of plant functional response and effect traits in an agricultural landscape. **Ecology**, 92(6), pp. 1353-1365, 2011.
- PASCHOAL, L.R.P.; SÁ, O.R. Quality water analysis at Marechal Mascarenhas de Moraes and Luiz Carlos Barreto de Carvalho Hydroelectrical Power Stations of Rio Grande - Minas Gerais, using the trophic level index (TLI) and water quality index (WQI). **Ciência et Praxis** v. 4, n. 7. 2011.
- PASINI, M.P.B.; LÚCIO, A.D.; CARGNELUTTI FILHO, A. Semivariogram models for estimating fig fly population density throughout the year. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.49, n.7, p.493-505, jul. 2014.
- PASZKOWSKI, C.A.; TONN, W.M. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. **Freshwater Biology**, v. 43, n. 3, p. 421-437. 2000.
- PEIXOTO, R.H.P.B.; DOURADO, J.C.; SILVA, I.G.; JÚNIOR, R.E.N. Qualidade física, química e microbiológica da água do rio Tocantins. In: NETTO, A.L.C. **Estreito: o novo cenário das águas**. Rio de Janeiro: E-papers: CEST, 2012.
- PEREIRA, D.F. **Estudo da comunidade zooplanctônica em um reservatório recémconstruído (Reservatório do Lajeado), UHE Luis Eduardo Magalhães – TO**. São Paulo: USP, 114p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. 2005.
- PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. ; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology** 87: 2614-2625. 2006.
- PERES-NETO, P.R.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology** 87:2614–2625. 2006.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**. 116:1422-1426. 2007.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters** 9:741-758. 2006.
- PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, 5, 402–411. 2002.
- PINTO, M.D.S. **Composição e Abundância do zooplâncton em região litorânea de um reservatório que opera a fio d'água e espécies indicadoras como ferramenta de gestão de recursos hídricos**. Palmas, 43p. Dissertação (Mestrado Ciências do Ambiente). 2009.
- PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.F.; MORAIS-JR, C.A. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, Vol 65 (2). P. 325-338. 2005.
- PLA, L. Bootstrap confidence intervals for the Shannon biodiversity index: a simulation study. **J. Agric. Biol. Environ. Stat.** 9, 42–56. 2004.

- PODANI, J.; SCHMERA, D. On dendrogram-based measures of functional diversity. **Oikos**. 115:179-185. 2006.
- POMPÊO, M.L.M; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA-FILHO, C.G. Transporte de nitrogênio, fósforo e seston em três rios pré-amazônicos (estado do Maranhão, Brasil). **Bioikos**, PUC-Campinas, 16 (1/2): 29-39, 2002.
- POOS, M.S.; JACKSON, D.A. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. **Ecological Indicators**18, 82-90. 2012.
- PORRA, R. J.; THOMPSON, W. A.; KRIEDEMANN, P. E. Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. **BBA** 975: 384–394. 1989.
- PRESLEY, S.J.; HIGGINS, C.L.; WILLIG, M.R. A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. **Oikos** 119, 908–917. 2010.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. 2015.
- RAYNER, N.A., Copepoda, Calanoida : Diaptomidae, Paradiaptominae : illustrated keys to the genera and species of Paradiaptomus, Lovenula, Neolovenula and Metadiaptomus. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Leiden, The Netherlands: Backhuys. vi, 122 p. 1999.
- REDDY, Y.R. Copepoda, Calanoida : Diaptomidae. Key of the genera Heliodiaptomus, Allodiaptomus, Neodiaptomus, Phylloidiaptomus, Eodiaptomus, Arctodiaptomus and Sinodiaptomus. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**,. Leiden, The Netherlands: Backhuys. 221 p. 1994.
- RESCHKE, G.A.; ELOI, C.M.A.; SANTOS, A.H.M.; DIAS, C.W.S. Clima Regional e Local. In NETTO, A.L.C. (Org.). **Estreito: o novo cenário das águas**. Rio de Janeiro: E-papers: CESTE. 2012.
- REYNOLDS, C.S. Phytoplankton associations and their periodicity in stratifying lake systems. **Holarctic Ecology**, 3: 141-159, 1980.
- REYNOLDS, C.S. **Vegetation Process in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory**. Ecology Institute Oldendorf/Luhe, Germany. 367p. 1997.
- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES EN, L., MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research** 24(5): 417-425. 2002.
- RITCHIE, R.J. Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents. **Photosynth Res.** 89: p. 27–41. 2006.
- RODRIGUES, A.S.L.; GASTON, K.J. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. **Biol. Conserv.**, 105, 103–111. 2002.
- RODRÍGUEZ, M.P.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. **Revista Brasileira de Biologia**, 60(1): 1-9. 2000.
- ROSINDEL J.; HUBBELL S. P.; ETIENNE R. S. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at age ten. **Trends Ecol. Evol.** 26, 340-348. 2011

- ROSSI, R.E.; MULLA, D.J.; JOURNEL, A.G.; FRANZ, E.H. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. **Ecological Monographs** 62(2). pp. 277-314. 1992.
- SALMASO, N.; J. PADISÁK. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy, and Lake Stechlin, Germany). **Hydrobiologia** 578: 97–112. 2007.
- SAMEOTO, D.P.; WIEBE, P.; RUNGE, L.; POSTEL, J.; DUNN, C.; MILLER, C.; COOBS, S. Collecting zooplankton. In: HARRIS, R.P.; WIEBE, P.H.; LENZ, J.; SKJOLDAL, H.R.; HUNTLEY, M. **Zooplankton Methodology Manual**. London: Academic Press. P. 55-8. 2000.
- SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, **Brazil. Braz. J. Biol.**, 62(3):525-545. 2002.
- SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, n. 3-4, p. 359-385, 2000.
- SANTOS, R.M.; NEGREIROS, N.F.; SILVA, L.C.; ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J. Biomass and production of Cladocera in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 70, no. 3 (suppl.), p. 879-887. 2010.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; ROCHA, O. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 67(2): 223-233, 2007.
- SCHAGERL, M; KUNZL, G. Chlorophyll a extraction from freshwater algae – a reevaluation. **Biologia**, Bratislava, 62/3: p. 270—275. 2007.
- SCHOLTEM, M.C.TH.; FOEKEMA, E.M.; VAN DOKKUM, H.P.; KAAG, N.H.B.M.; JAK, R.G. **Eutrophication Management and Ecotoxicology**. Springer-Verlag, Berlin eidelberg, 122 p. 2005.
- SEGERS, H., Rotifera: The Lecanidae (Monogononta). **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**,. Vol. 2. Hague: SPB Academic Productions. 1995.
- SHEELA, A.M.; LETHA, J.; SABU, J. Environmental status of a tropical lake system. **Environ Monit Assess**. 180: p 427–449. 2011
- SILVA, R.S. Avaliação da qualidade da água e caracterização da comunidade planctônica em um viveiro de *Letopenaeus vabbanai* (Bonne, 1931) no estado do Pará. UFRA, Belém, 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal).
- SILVA, W.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist dos Copepoda Cyclopoida de vida livre de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop**, vol. 11, no. 1ª. 12 p. 2010.
- SMIRNOV, N.N., The Macrothricidae of the world. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Hague: SPB Academic Productions. 143 p. 1992.
- SMITH, H. A.; EJSMONT-KARABIN, J.; HESS, T. M.; WALLACE, R. L. Paradox of planktonic rotifers: similar structure but unique trajectories in communities of the Great Masurian Lakes (Poland). **Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie** 30: 951–956. 2009.

SOMLYODY, L.; VARIS, O. Freshwater under pressure. **International Review for Environmental Strategies**, v.6, n.2, p.181-204. 2006.

SOMMER, T.; ARMOR, C.; BAXTER, R.; BREUER, R.; BROWN, L.; CHOTKOWSKI, M.; CULBERSON, S.; FEYRER, F.; GINGRAS, M.; HERBOLD, B.; KIMMERER, W.; MUELLER-SOLGER, A.; NOBRIGA, M.; SOUZA, K. The collapse of pelagic fishes in the upper San Francisco Estuary. **Fisheries**. 32(6):270-277. 2007.

SOUZA, M.B.G. Tecamebas (Protozoa Rhizopoda) associadas às macrófitas aquáticas da bacia do rio Jequitinhonha: Parque Estadual do Rio Preto e Parque Estadual do Grão Mogol, MG. **UNIMONTES Científica**. Montes Claros, v.7, n.2 - jul./dez. 2005.

SPIEGELBERG, G. **Um modelo morfodinâmico: desenvolvimento e aplicação no reservatório da usina hidroelétrica de estreito no rio Tocantins** (dissertação de mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE. 2010.

STERZA, J.M.; FERNANDES, L.L. Distribution and abundance of Cladocera (Branchiopoda) in the Paraíba do Sul River estuary, Rio de Janeiro, Brazil. **Braz. j. oceanogr.** vol.54, n.4, pp. 193-204. 2006

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade dos lagos**. São Carlos, ILEC/IEE. 2000.

TAKAHASHI, E.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; DIAS, J.D.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M. Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. v. 31, n. 3, p. 227-234. 2009.

TER BRAAK, C.J.F.; CORMONT, A.; DRAY, S. Improved testing of species traits–environment relationships in the fourth-corner problem. **Ecology** 93:1525–1526. 2012.

ter BRAAK, C.J.F.; ŠMILAUER, P. Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). **Microcomputer Power**, Ithaca, NY. 2002.

THORP, J.H.; CORVICH, A.P. **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. Orlando: Academic Press. 1038p. 2001.

TONKIN, J.D.; STOLL, S.; JÄHNIG, S.C.; HAASE, P. Variable elements of metacommunity structure across an aquatic-terrestrial ecotone. **PeerJ PrePrints** 3: e1261. 2015.

TONKIN, J.D.; SUNDERMANN, A.; JÄHNIG, S.; HAASE, P. Environmental Controls on River Assemblages at the Regional Scale: An Application of the Elements of Metacommunity Structure Framework. **PLoS ONE** 10(8): e0135450. 2015.

TUNDISI, J.E.M. **Indicadores da qualidade da bacia hidrográfica para gestão integrada dos recursos hídricos. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do Médio Tocantins (TO)**. São Carlos: UFSCar. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). 2006.

TUNDISI, J.G. Conservação e uso sustentável de recursos hídricos. In: BARBOSA, F. A. (Org.) **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG. p.157-83. 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 631p. 2008.

- UEDA, H.; REID, J.W.; HOLYŃSKA, M. Copepoda Cyclopoida: genera Mesocyclops and Thermocyclops. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Leiden: Backhuys. 318 p. 2003.
- ULLOA, V. Density and biomass of planktonic rotifers in different habitats in upper Paraná River (PR, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 16(3): 281-292. 2004.
- VIOLLE, C.; NAVAS, M.L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, 116:882–92. 2007.
- WALLACE, R. L.; SNELL, T. W.; RICCI, C.; NOGRADY, T. **Rotifera. Volume 1: biology, ecology and systematics**. Backhuys Publishers, Leiden. 2006.
- WILLIG, M.R.; PRESLEY, S.J.; BLOCH, C.P.; CASTRO-ARELLANO, I.; CISNEROS, L.M.; HIGGINS, C.L.; KLINGBEIL, B.T.. Tropical metacommunities along elevational gradients: effects of forest type and other environmental factors. **Oikos** 120: 1497–1508, 2011
- WORTHEN, W.B. Nested-subset structure of larval odonate assemblages in the Enoree River basin, USA. **International Journal of Odonatology** 6:79–89. 2003.
- XIA, J.; SINELNIKOV, I.; HAN, B.; WISHART, D.S. MetaboAnalyst 3.0 - fazendo metabolômica mais significativa. **Nucl. Acids Res.** 2015.
- YANG, Z.; KONG, F. Formation of large colonies: a defense mechanism of *Microcystis aeruginosa* under continuous grazing pressure by flagellate *Ochromonas* sp. **J. Limnol.** 71(1): 61-66. 2012.
- ZHAO, J.; RAMIN, M.; CHENG, V.; ARHONDITSIS, G.B. Plankton community patterns across a trophic gradient: The role of zooplankton functional groups. **Ecological Modelling** 2:13 417–436. 2008.
- ZOCOLER, J.V.S.; MOMESSO, N.F.G.; CARVALHO, W.L.P. Imagens de Satélite Como Complemento ao Estudo Local de Impactos Sócio-Ambientais Ocorridos no Município de Ilha Solteira, Causados Pela Construção das Usinas Hidrelétricas de Ilha Solteira, Jupiá e Três Irmãos. In: **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Goiânia, Brasil, 16-21 abr., INPE, p. 1389-1396. 2005.
- ZUUR, A.; IENO, E.N.; SMITH, G.M. **Analysing Ecological Data (Statistics for Biology and Health)**. Springer, edition, May 2007. 2007.

Apêndice A– Script em R utilizado para avaliação das metacomunidades de organismos zooplancônicos no médio curso do rio Tocantins.

```
# Meta comunidades

## communit: tabela de espécies (colunas) por amostras (linhas)
## enviro: matriz de amostras (linhas) por variáveis ambientais (colunas)

# Instalando e carregando pacotes

install.packages("metacom")
install.packages("vegan")
library(metacom)
library(vegan)

# Rodando a Análises preliminares

Coherence(comm=communit, score=1, method="r1", sims=1000, order=TRUE,
allow.empty=FALSE)
Turnover(comm=communit, score=1, method="r1", sims=1000, order=TRUE,
allow.empty=FALSE)
BoundaryClump(comm=communit, order=TRUE, scores=1)

# executar Elements of Metacommunity Structure (EMS)

Metacommunity(comm=communit, score=1, method="r1", sims=1000,
order=TRUE, allow.empty=FALSE)

# Saída gráfica

Imagine(comm=communit, col=c(0,1), ordinate=TRUE, scores=1, fill=TRUE,
xlab='Especies', ylab='Amostras', yline=1, xline=1,
sitenames=rownames(communit), speciesnames=colnames(communit),
binary=TRUE)
```

Apêndice B– Script em R utilizado para a estimativa dos grupos funcionais de organismos zooplanctônicos no médio curso do rio Tocantins.

```
# Grupos Funcional

# Variáveis de entrada
## traits: matriz traços funcionais (colunas) por espécies (linhas)
## communit: matriz das espécies (colunas) por amostra (linhas)

# Instalando e carregando pacotes

install.packages("FactoMineR")
library(FactoMineR)

# Verificando dados

dim(traits)

# Rodando a Análise de Correspondência Múltipla - MCA
## sepa: arquivo de dados utilizado
## ncp: número de dimensões que são mantidas para a análise

res.mca = MCA(traits, ncp=20, graph=FALSE)

# executar a classificação hierárquica

res.hcpc = HCPC(res.mca, nb.clust=0, consol=TRUE, metric="euclidean"
, method="ward", order=TRUE, graph.scale="inertia", nb.par=10, graph=TRUE
, proba=0.05, cluster.CA="rows",kk=Inf)

plot(res.hcpc, choice="3D.map")

plot(res.hcpc, choice="map", draw.tree=FALSE)

plot(res.hcpc, choice="bar")

par(cex=0.5)

plot(res.hcpc, axes=c(1,2), choice="tree", rect=TRUE,
draw.tree=FALSE, ind.names=FALSE, t.level="all", title=NULL,
new.plot=FALSE, max.plot=15, tree.barplot=FALSE,
centers.plot=FALSE)
```

Apêndice C– Script em R utilizado para a estimativa da diversidade funcional das amostras de organismos zooplancônicos no médio curso do rio Tocantins.

```
#Diversidade Funcional (FD; Petchey & Gaston)

## traits: matriz traços funcionais (colunas) por espécies (linhas)
## communit: matriz das espécies (colunas) por amostra (linhas)

# Instalando e carregando pacotes

install.packages("picante")
install.packages("ade4")
library(picante)
library(ade4)

# Usando os traços funcionais para criar uma matriz de
# distância para as espécies

D<-vegdist(traits,"gower")

# Utilizando esta matriz de distância para a construção
# de um dendrograma que representa a semelhança/diferença
# entre as espécies de acordo com suas características ecológicas

trace<-hclust(D,"average")

# Transformar o dendrograma em um arquivo '.phylo'

trace.p<-as.phylo(trace)

# Cálculo da diversidade funcional de cada comunidade

FD<-pd(communit, trace.p)

# Lendo arquivo gerado

FD
hist (FD)
plot (FD)
```

Apêndice D– Script em R utilizado para a análises RQL e do Quarto-Corner das amostras de organismos zooplancônicos no médio curso do rio Tocantins.

```
# Análise do 4ºCanto e RLQ

## traits: matriz traços funcionais (colunas) por espécies (linhas)
## communit: matriz das espécies (colunas) por amostra (linhas)
## enviro: matriz de amostras (colunas) por variáveis ambientais (linhas)
# Instalando e carregando pacotes

install.packages("ade4")
library(ade4)

# Resumo das matrizes

dim(communit)
dim(traits)
dim(enviro)

# Análise RLQ

afcL.zoo <- dudi.coa(communit, scannf = FALSE)
acpR.zoo <- dudi.hillsmith(enviro, row.w = afcL.zoo$lw, scannf = FALSE)
acpQ.zoo <- dudi.hillsmith(traits, row.w = afcL.zoo$cw, scannf = FALSE)
rlq.zoo <- rlq(acpR.zoo, afcL.zoo, acpQ.zoo, scannf = FALSE)
summary(rlq.zoo)

# Saídas gráficas RLQ

plot(rlq.zoo)
par(mfrow = c(1, 3))
s.arrow(rlq.zoo$I1)
s.arrow(rlq.zoo$I2)
s.label(rlq.zoo$IQ, boxes = FALSE)

# Análise do 4ºCorner
## Cálculo da relação entre os traços funcionais e as variáveis ambientais
## utilizando permutação tipo 6 e ajustado pelo método de Benjamini &
Hochberg (1995)

nrepet <- 49999
four.comb.zoo <- fourthcorner(enviro, communit, traits, modeltype = 6,
p.adjust.method.G = "fdr", p.adjust.method.D = "fdr", nrepet = nrepet)
plot(four.comb.zoo, alpha = 0.05, stat = "D2")

# Combinando as abordagens

testrlq.zoo <- randtest(rlq.zoo, modeltype = 6, nrepet = nrepet)
testrlq.zoo
plot(testrlq.zoo)
```

Apêndice D – Análise RLQ – Quato-Canto: Continuação...

```
# Cálculo da inércia total das análises RLQ

Srlq <- fourthcorner2(enviro, communit, traits, modeltype = 6, p.adjust.method.G =
"fdr", nrepet = nrepet)
Srlq$trRLQ

plot(four.comb.zoo, x.rlq = rlq.zoo, alpha = 0.05, stat = "D2", type = "biplot")

# Relação entre traços funcionais e variáveis ambientais em relação aos scores RLQ

testQaxes.comb.zoo <- fourthcorner.rlq(rlq.zoo, modeltype = 2, typetest = "Q.axes",
nrepet = nrepet, p.adjust.method.G = "fdr", p.adjust.method.D = "fdr")
testRaxes.comb.zoo <- fourthcorner.rlq(rlq.zoo, modeltype = 2, typetest = "R.axes",
nrepet = nrepet, p.adjust.method.G = "fdr", p.adjust.method.D = "fdr")

print(testQaxes.comb.zoo, stat = "D")
print(testRaxes.comb.zoo, stat = "D")

# Saídas gráficas

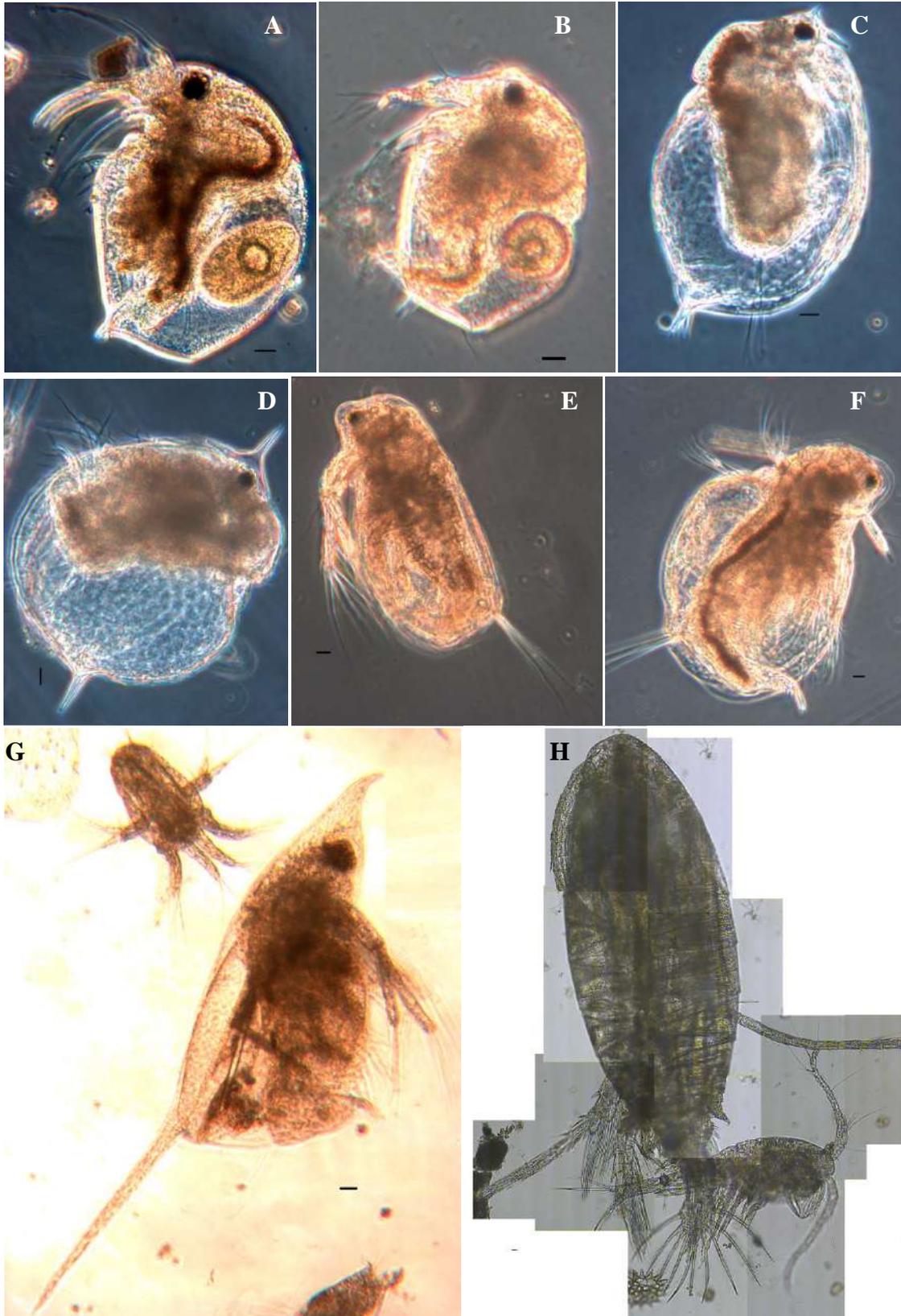
par(mfrow = c(1, 2))

plot(testQaxes.comb.zoo, alpha = 0.05, type = "table", stat = "D2")
plot(testRaxes.comb.zoo, alpha = 0.05, type = "table", stat = "D2")

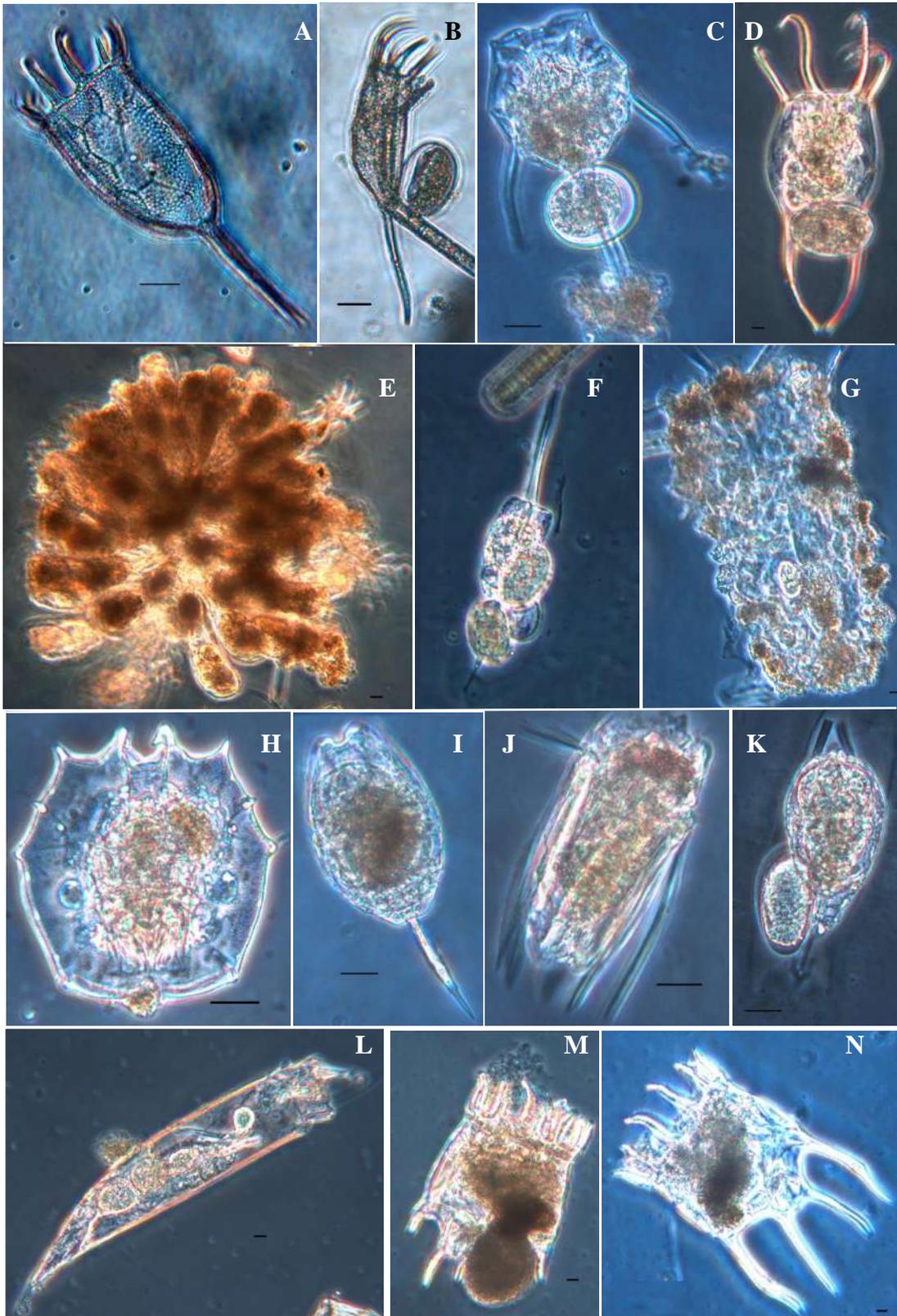
par(mfrow = c(1, 2))

plot(testQaxes.comb.zoo, alpha = 0.05, type = "biplot", stat = "D2", col = c("black",
"blue", "orange", "green"))
plot(testRaxes.comb.zoo, alpha = 0.05, type = "biplot", stat = "D2", col = c("black",
"blue", "orange", "green"))
```

Apêndice E – Micrografias dos principais microcrustáceos zooplanctônicos na área de influência da UHE de Estreito, rio Tocantins. Escala = 20 μm . A – *Bosmina longirostris*; B – *Bosminopsis* sp; C – *Ceriodaphnia cornuta*; D – *C. paradoxa*; E – *C. quadrangula*; F – *Moina oryzae*; G – *Daphnia* sp.; H – Copépodas Calanoida e Cyclopoida.



Apêndice F – Micrografias dos principais rotíferos zooplancônicos na área de influência da UHE de Estreito, rio Tocantins. Escala = 20 µm. A e B – *Keratella americana*; C – *Filinia camasca*; D – *Brachionus zahniseri*; E – *Conochilus unicornis*; F – *Collotheca mutabilis*; G – *C. trilobadasp.*; H – *Brachionus dolabratus*; I – *Lecane bulla*; J – *Polyarthra vulgaris*; K - *Ptygura libera*; L – *Trichorcerca cylindrica*; M - *Platyonus patulus*; N – *P. patulus macracanthus*.



Anexo A – Classificação de Grupos morfofuncionais de organismos fitoplanctônicos segundo SALMASO & PADISÁK (2007).

Flagelados	Potenciais mixotróficos	1 Grandes (colonial ou unicelular)	1a Grandes Chrysophytas/Haptophytas	1a-LargeChry	
			1b Grandes Dinophytas	1b-LargeDino	
			1c Grandes Euglenophytas	1c-LargeEugl	
		2 Pequenas (unicelular)	2a Pequenas Chrysophytas/Haptophytas	2a-SmallChry1	
			2b Pequenas Dinophytas	2b-SmallDino	
			2c Pequenas Euglenophytas	2c-SmallEugl	
	Principalmente autotróficos	3 Ordem Phytomonadina	2d Cryptophytas	2d-Crypto	
			3a Phytomonadina unicelular	3a-UnicPhyto	
			3b Phytomonadina colonial	3b-ColoPhyto	
Sem Falgelos	Cyanobacteria	4 Unicelular	4 Cyanobacterias unicelulares	4-UnicCyano	
		5 Coloniais	5a Filamentos finos (Oscillatoriales)	5a-FilaCyano	
			5b Grandes Chroococcales vacuoladas	5b-LargeVacC	
			5c Outras grandes coloniais (Na maioria Chroococcales não vacuolados)	5c-OtherChroo	
			5d Pequenas colônias, Chroococcales	5d-SmallChroo	
	5e Nostocales		5e-Nostocales		
	Diatomáceas	6 Grandes	6a Grandes Centrales	6a-LargeCent	
			6b Grandes Penales	6b-LargePenn	
		7 Pequenas	7a Pequenas Centrales	7a-SmallCent	
			7b Pequenas Penales	7b-SmallPenn	
	Outras unicelulares	8 Grandes	8a Grandes unicelulares - Conjugatophytas/Chlorophytas unicelulares	8a-LargeCoCh	
			8b Grandes unicelulares - Outros grupos	8b-LargeUnic	
			9 Pequenas	9a Pequenas unicelulares - conjugatophytas	9a-SmallConj
				9b Pequenas unicelulares - Chlorococcales	9b-SmallChlor
		9c Pequenas Chrysophytas		9c-SmallChry2	
		9d Pequenas unicelulares - Outros grupos		9d-SmallUnic	
		Outras coloniais	10 Filamentosas	10a Chlorophytas filamentosas	10a-FilaChlorp
				10b Conjugatophytas filamentosas	10b-FilaConj
	10c Xanthophytas filamentosas			10c-FilaXant	
11 Não filamentosas	11a Chlorococcales - colônias sem bainha		11a-NakeChlor		
	11b Chlorococcales - colônias gelatinosas		11b-GelaChlor		
	11c Outras colônias		11c-OtherCol		

Silva, Marcelo Francisco

Ecologia espacial e funcional da comunidade zooplanctônica no médio curso do Rio Tocantins / Marcelo Francisco Silva.- Belém, 2016.

110 f.

Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2016.

Orientador: Eduardo Tavares Paes

1. Limnologia 2. Zooplâncton 3. Ecologia numérica 4. Rio Tocantins – ecologia aquática I. Paes, Eduardo Tavares, (Orient.) II. Título.

CDD –551.48
