



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-000
Fone: (35) 3299-1379(Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



Renato Miziara Assef dos Santos

**Avaliação espacial dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica
num reservatório tropical (UHE de Furnas-MG)**

Alfenas-MG

2017

Renato Miziara Assef dos Santos

**Avaliação espacial dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica
num reservatório tropical (UHE de Furnas-MG)**

Dissertação de Mestrado apresentada
como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em
Ciências Ambientais pela Universidade
Federal de Alfenas/UNIFAL-MG.

Orientadora: Dra. Maria José dos
Santos Wisniewski

Alfenas-MG

2017

Renato Miziara Assef dos Santos

**Avaliação espacial dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica
num reservatório tropical (UHE de Furnas-MG)**

A banca examinadora abaixo-assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas/UNIFAL-MG.

Orientadora: Dra. Maria José dos Santos Wisniewski

Aprovado em: 26/01/2018

Prof. Maria José dos Santos Wisniewski
Universidade Federal de Alfenas

Prof. Marcelo Luiz Martins Pompêo
Universidade de São Paulo

Prof. Pedro Orival Luccas
Universidade Federal de Alfenas

*A toda minha família, pelo amor,
dedicação e por me apoiar em
todo os momentos. Ao meu avô,
exemplo de vida, me dando força
durante esta jornada*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à professora e orientadora Dra. Maria José dos Santos Wisniewski, pelos ensinamentos, conselhos e principalmente pela paciência desde a graduação. É uma honra e orgulho tê-la como orientadora todos esses anos. Agradeço também ao seu marido, Prof. Dr. Célio Wisniewski por toda a ajuda.

Agradeço a toda galera do laboratório de Limnologia pelas tardes de companhia e amizade, tornando os dias mais fáceis: Erika (ensinando muito nas identificações dos organismos); Hugo, pela amizade e pesquisa; Pedrão, David, Luís, Caue e a todos que nesse tempo passaram ao laboratório de Limnologia.

Aos docentes do Programa de Ciências Ambientais pelos conhecimentos passados. A secretária Denise, do programa de pós-graduação em Ciências Ambientais, por toda paciência e estar sempre solícita.

A Furnas centrais elétricas por disponibilizar as amostras para a realização do projeto.

Aos meus amigos e segunda família que fizeram meus dias em Alfenas inesquecíveis: Luís Augusto (Mococa), Bruno Adorno, Douglas, Caio Adorno. Eternamente Rep. Emboscada.

Aos meus amigos de longa data: Caio (cabeça), Gustavo (garça), Anderson (Biro), João Paulo (J.P) e Diego (Japão) por todo apoio e incentivo. Amo vocês.

A minha eterna companheira e melhor amiga Carla Mourão, que ao longo dos anos me incentivou e me apoiou. Te amo para todo sempre.

Á toda minha amada família: minha mãe (Renata) e aos meus irmãos (Rafa e Mariana) por todo apoio, conselho e confiança no meu sonho. Amo vocês.

Ao meu tio Marcelo Assef por toda ajuda e sabedoria, que permitiu que eu conquistasse mais uma etapa em minha vida. Obrigado, serei grato por toda minha vida.

E pôr fim aos meus avós: Jorge Pedro Assef Junior e Anna Maria Miziara Assef, que são a base de tudo e são minha vida. Afinal “Avós são amor que nunca envelhece e sabedoria que nunca acaba”.

RESUMO

O reservatório da UHE de Furnas-MG tem grande dimensão e inúmeras atividades em seu entorno, porém algumas atividades têm causado mudanças na qualidade da água e na estrutura da comunidade aquática, inclusive da comunidade zooplancônica. O objetivo desse estudo foi analisar os grupos funcionais da comunidade zooplancônica e suas relações com as variáveis físicas e químicas do reservatório da UHE de Furnas. As amostragens foram trimestrais em 35 pontos do reservatório, em dois compartimentos: porção represada do rio Sapucaí e do rio Grande. Foram determinadas as concentrações de nutrientes e clorofila *a*. O Índice de estado trófico (IET) realizado foi de Carlson modificado por Toledo. Foram analisadas a composição de espécies e obtido o agrupamento funcional da comunidade zooplancônica. O compartimento rio Sapucaí teve maior grau de trofia em relação ao rio Grande. Também ocorreram variações espaciais divididas em três porções: compartimento rio Sapucaí, parte central próxima à barragem e compartimento rio Grande. As concentrações de clorofila *a* no compartimento rio Sapucaí foram mais elevadas na porção intermediária, já no compartimento rio Grande houve um gradiente com maiores concentrações nos pontos mais afastados da barragem. Variações temporais também foram verificadas para as concentrações de nutrientes e índice de estado trófico, relacionadas aos períodos de chuva e seca. A riqueza de espécies foi grande e com padrão espacial e sazonal de ocorrência. Para o agrupamento funcional dos organismos zooplancônicos foram utilizadas as seguintes características: tamanho, hábitat, grupo trófico, hábito alimentar e tipo de reprodução. Foram identificadas 78 espécies, agrupadas em 7 grupos funcionais. A representatividade dos grupos funcionais teve relação com o grau de trofia e dentre esses grupos, os cladóceros filtradores (GF6), os rotíferos sugadores (GF2) e os calanóides (GF7) foram associados com menor grau de trofia. Já os rotíferos suspensívoros (GF1) e os ciclopóides (GF3) tiveram alta representatividade nos pontos com maior grau de trofia. As variações de abundância intragrupos foram mais relevantes do que as variações intergrupos. É evidente que a diversidade funcional das espécies está diretamente relacionada com as características do ambiente, assim as alterações no ecossistema selecionam espécies mais similares, provocando uma redundância funcional.

PALAVARA CHAVE: diversidade funcional, zooplâncton, reservatório tropical, grau de trofia.

ABSTRACT

The UHE Furnas-MG has great size and activities in surroundings, but some activities changes in water quality and aquatic community structure, including the zooplanktonic community. The aim of this study was to analyze the functional groups of the zooplankton community and their relationship to the physical and chemical variables of the were quarterly in 35 points of the reservoir, in two compartments: dammed portion of the Sapucaí and the Grande. Concentrations of nutrients and chlorophylla were determined. The trophic state index (T) was performed by Carlson modified by Toledo. The species composition and the functional grouping of the zooplankton community were the Sapucaí had a degree to the Grande. There were also spatial variations divided into three parts: Sapucaí compartment, central part near the dam and Grande compartment. The concentrations of chlorophyll a in the Sapucaí compartment were higher in the intermediate portion, Grande compartment a gradient with higher concentrations at the farthest of the dam. size, habitat, trophic group, feeding and breeding type. It was identified 78 species, grouped into 7 functional groups. The representativeness of the functional groups was related to the trophic degree these groups, filtering cladocerans (GF6), sucking rotifers (GF2) and calanoids (GF7) were associated with a lower trophic degree the suspensivore rotifers (GF1) and cyclopoids (GF3). Intragroup abundance variations were more relevant than intergroup variations. functional diversity of the species directly related to the characteristics, so the changes in the ecosystem select more similar species, a functional redundancy.

Keyword: functional diversity, zooplankton, tropical reservoir, trophic degree

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1- Características gerais do reservatório da UHE de Furnas, MG.....	28
Tabela 2- Composição taxonômica do Filo Rotifera registrada nos 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008.....	60
Tabela 3- Composição taxonômica da Ordem Cladocera em 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008.....	62
Tabela 4- Composição taxonômica da Ordem Copepoda em 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, em março, junho, setembro e dezembro de 2008.....	63
Tabela 5- Táxons presentes na comunidade zooplancônica, suas frequências de ocorrência (%) e classificação no reservatório da UHE de Furnas, em 2008	65
Tabela 6- Grupos funcionais definidos pela análise de agrupamento a partir dos traços funcionais da comunidade zooplancônica registradas nos pontos do reservatório da UHE de Furnas (março, junho, setembro e dezembro de 2008).....	78

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1- Mapa do reservatório da UHE de Furnas, sua localização no Brasil e Minas Gerais e a localização dos pontos de coleta (S1 a S17 – pontos localizados no compartimento rio Sapucaí; G1 a G19 – pontos localizados no compartimento rio Grande).	32
Figura 2- Variação mensal da Velocidade do vento (km.h-1) e da Precipitação pluviométrica (mm) no período de janeiro a dezembro de 2008.....	39
Figura 3- Variação da temperatura do ar (°C) na região do reservatório de Furnas, na estação climatológica Machado-MG, no período de janeiro a dezembro de 2008.	40
Figura 4. Variação da profundidade, transparência e profundidade da zona eufótica (Zeu) (m) da coluna d'água nos pontos analisados no compartimento do Rio Grande no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A- março, B- junho, C- setembro e D- dezembro).	41
Figura 5. Variação da profundidade, transparência e profundidade da zona eufótica (Zeu) (m) da coluna d'água nos pontos analisados no compartimento do Rio Sapucaí no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A- março, B- junho, C- setembro e D- dezembro).	42
Figura 6. Variação da concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008.....	44
Figura 7. Variação da concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	45
Figura 8. Variação da concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	46
Figura 9. Variação da concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	47
Figura 10. Variação da concentração de silicato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	48

Figura 11. Variação da concentração de silicato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	49
Figura 12. Variação da concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	50
Figura 13. Variação da concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	51
Figura 14. Variação da concentração de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	52
Figura 15. Variação da concentração de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	53
Figura 16. Variação da concentração de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	54
Figura 17. Variação da concentração de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D- dezembro)	55
Figura 18. Variação do Índice de estado trófico (IET) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro, eutr= eutrófico, meso= mesotrófico e oligo= oligotrófico).....	57
Figura 19. Variação do Índice de estado trófico (IET) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro, eutr= eutrófico, meso= mesotrófico e oligo= oligotrófico).....	58

Figura 20. Variação da densidade numérica dos Cladocera, Rotifera e Copepoda nos pontos analisados no compartimento rio Grande. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).....	68
Figura 21. Variação da densidade numérica dos Cladocera, Rotifera e Copepoda nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)	69
Figura 22. Número de espécies registrados para a comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no compartimento rio Grande, no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)	70
Figura 23. Número de espécies registrados para a comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no compartimento rio Sapucaí no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).....	71
Figura 24. Variação do Índice de Shannon-Wiener registrados para a comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no compartimento do rio Grande, no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)	72
Figura 25. Variação do Índice de Shannon-Wiener registrados para a comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no compartimento do rio Sapucaí, no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)	73
Figura 26. Variação de Equitabilidade registrados para a comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no compartimento rio Grande no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)	74
Figura 27. Variação de Equitabilidade registrados para a comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no compartimento rio Sapucaí no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).....	75
Figura 28- Dendrograma construído a partir dos traços funcionais definidos para as espécies zooplanctônicas registradas nos pontos da UHE de Furnas nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008.	77

Figura 30. Variação da abundância relativa (%) dos grupos funcionais definidos para a comunidade zooplanctônica no compartimento do rio Grande no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).	81
Figura 31. Variação da abundância relativa (%) dos grupos funcionais definidos para a comunidade zooplanctônica no compartimento do rio Sapucaí no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).	82
Figura 35. Diagrama de ordenação PCA do reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 nos meses de março (M), junho (J), setembro (S) e dezembro (D). Zeu= zona eufótica, Prof.= profundidade, IET= índice de estado trófico, Cla= Clorofila <i>a</i> , Pt= fósforo total, Nitr.= nitrito e Nitra= nitrato)	84
Figura 37- Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada as variáveis ambientais e às abundâncias relativas dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados do reservatório da UHE de Furnas nos meses de março e junho de 2008 (Transp.	86

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	REVISÃO DA LITERATURA.....	17
1.2	RESERVATÓRIOS.....	17
1.3	COMUNIDADE ZOOPLANTÔNICA	20
1.4	DIVERSIDADE.....	23
1.5	RESERVATÓRIO DA UHE DE FURNAS-MG	27
2	OBJETIVOS	30
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
3.1	LOCAL E ÉPOCA DAS AMOSTRAGENS	31
3.2	VARIÁVEIS ABIÓTICAS.....	32
3.2.1	Variáveis climatológicas.....	32
3.2.2	Variáveis físicas e químicas da água	33
3.2.2.1	Profundidade, Transparência da coluna d'água e profundidade da zona eufótica	33
3.2.3	Concentração de Nutrientes	33
3.3	VARIÁVEIS BIÓTICAS.....	33
3.3.1	Concentração de clorofila a	33
3.3.2	Comunidade zooplantônica.....	34
3.4	ANÁLISE DOS DADOS.....	34
3.4.1	Índice de estado trófico.....	34
3.4.2	Índice de Frequência de Ocorrência	35
3.4.3	Índices de Diversidade.....	35
3.4.4	Grupos funcionais	36
3.4.5	Análises Estatísticas	37
4	RESULTADOS	38
4.1	VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS (PLUVIOSIDADE E VELOCIDADE DO VENTO; TEMPERATURA DO AR)	38
4.2	PROFUNDIDADE, TRANSPARÊNCIA DA COLUNA D'ÁGUA E PROFUNDIDADE DA ZONA EUFÓTICA.	40
4.3	CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES	43
4.3.1	Clorofila <i>a</i>	53
4.3.2	Índice de Estado Trófico (IET).....	56
4.3.3	Comunidade zooplantônica.....	59
4.3.4	Ocorrência das espécies e Índice de Constância de Dajoz.....	63
4.3.5	Densidade numérica dos organismos zooplantônicos	67
4.3.6	Índices de Diversidade.....	69
4.3.7	Grupos funcionais.....	75

4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	83
<u>4.4.1</u>	Análise de Componentes Principais (PCA)	83
4.4.2	Análise de Correspondência Canônica (CCA)	84
5	DISCUSSÃO	86
6	CONCLUSÃO	102

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui características topográficas, climáticas e uma extensa rede de drenagem que resultam em um grande potencial hídrico, assim torna-se comum o represamento de rios para a construção de represas e açudes. Estes ambientes possuem uma importância ecológica e social, pois são utilizados para inúmeras finalidades, como: armazenamento de água, abastecimento, irrigação, hidroeletricidade, piscicultura, entre outras (REBOUÇAS; BRAGA, 2002; SERAFIM, 2010; AMORIM, 2014).

Os reservatórios e lagos, independentes dos seus tamanhos, assim como os grandes rios, são habitados por inúmeros organismos planctônicos, que podem ser autótrofos (fitoplâncton) ou heterótrofos (zooplâncton) (MARGALEF, 1983).

A comunidade zooplanctônica é composta por protozoários, rotíferos, cladóceros, copépodes e larvas de inseto (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005). Estudos referentes a estes organismos são de extrema importância, pois atuam na transferência energética e na manutenção da cadeia alimentar, servindo de elo entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores (SENDACZ *et al.*, 1985). Além de que são sensíveis as alterações ambientais, tornando-se importante para o entendimento das alterações nos corpos d'água.

Matsumura-Tundisi (2003); Tundisi (2006) ressaltam que os ecossistemas aquáticos, como os reservatórios sofrem frequentes alterações em suas características, ocorrendo mudanças drásticas na estrutura das comunidades e nas cadeias alimentares. As variações sazonais e as diferentes atividades no reservatório e em seu entorno provocam mudanças na qualidade da água e conseqüentemente alterações na comunidade zooplanctônica, tanto na estrutura da comunidade (qualitativa e quantitativa) como alterações morfológicas nos organismos. (COELHO-BOTELHO, 2004, ODA *et al.*, 2011; SILVA, 2015; MELO *et al.*, 2017).

Alguns estudos relacionam as alterações nos ecossistemas com os traços funcionais das espécies, que são “qualquer característica morfológica, fisiológica ou comportamental mensurável que afeta indiretamente o crescimento, a reprodução e a sobrevivência dos

indivíduos” (MCGILL *et al.*, 2006; WEBB *et al.*, 2010). Assim surge uma nova abordagem, a diversidade funcional, na qual é definida como “o valor e variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento da comunidade” (TILMAN, 2001).

O Brasil possui uma das maiores biodiversidades do mundo e ainda existem várias perguntas quanto ao seu conhecimento, sobretudo sobre os aspectos funcionais das espécies. Portanto, se torna importante a ampliação de estudos e a criação de um banco de dados com informações tanto funcionais como filogenéticas das espécies, inclusive da comunidade zooplancônica. Portanto, o estudo sobre a comunidade zooplancônica no reservatório de Furnas servirá para entender a variação funcional do zooplâncton, a relação com diferentes fatores e verificar uma possível redundância funcional, ou seja, constatar se as espécies são ecologicamente similares e desempenham a mesma função no ambiente, fatores que influenciam diretamente os processos ecossistêmicos.

1.1 Revisão da literatura

A revisão bibliográfica foi estruturada da seguinte forma: reservatórios, comunidade zooplancônica, diversidade e a área de estudo.

1.2 Reservatórios

Os reservatórios são considerados um ecossistema misto ou de transição entre rios e lagos (WETZEL 2001; TUNDISI; MATSUMURA- TUNDISI 2008). De acordo com as características da área e do funcionamento (vazão/retenção), os reservatórios são classificados como fio d’água ou acumulação. Os reservatórios de acumulação se estendem por grandes áreas, muitas vezes possuem formato dendrítico e são de maior volume e maior tempo de residência da água do que os reservatórios fio d’água, que tem formato simples e menor profundidade (TUNDISI, 2007).

Do ponto de vista teórico os reservatórios de acumulação são formados por três compartimentos: zona de influência fluvial com características lóxicas, zona intermediária e zona lacustre (próxima à barragem, com características de ambiente lêntico) (TUNDISI, 1985; MARGALEF, 1983; HENRY, 1999; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Entretanto, em grandes reservatórios tropicais como o da Usina Hidro-Elétrica (UHE) de Furnas, são observadas características distintas em cada braço, influenciadas pelos tributários (PINTO-COELHO *et al.*, 2006; SILVA, 2011; VITTI 2013; SILVA 2015).

Os ambientes lênticos geralmente possuem características mais favoráveis para o desenvolvimento do plâncton, devido a maior estabilidade da coluna d'água e das maiores concentrações de nutrientes, ao contrário dos ambientes lóticos, com maior velocidade do fluxo da água (WETZEL, 2001;).

A Teoria de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1963) relaciona a diversidade com o tamanho do ambiente, isto é quanto maior a área, maior a diversidade, portanto corpos d'água com maiores dimensões tendem a ter maior diversidade. Entretanto, a influência do entorno, a ocorrência de micro habitats e uma alta heterogeneidade possibilitam maior diversidade de organismos, inclusive da comunidade zooplanctônica, corroborando a teoria de heterogeneidade espacial da diversidade (ROCHA *et al.*, 1999; ELMOOR-LOUREIRO, 2004; MAIA- BARBOSA *et al.*, 2014).

Horizontalmente, os reservatórios podem ser divididos em zona limnética e zona litorânea. A zona limnética é a área mais distante da margem, que não sofre influência direta do ecossistema terrestre adjacente e é constituída da porção eufótica da coluna d'água; (CAMPBELL *et al.*, 2015). Já a zona litorânea está em contato direto com o ecossistema terrestre, é considerada um ecótono e pode apresentar grande quantidade de macrófitas, elevada produtividade primária e grande variedade de nichos ecológicos (WETZEL; LIKENS, 1991; NOGUEIRA *et al.*, 2003).

Outra característica dos reservatórios é que ocorrem movimentos de mistura relacionados às variações da temperatura e da densidade da água, que podem proporcionar a inversão entre as massas das águas superficiais e de fundo (ESTEVES, 2011; TUNDISI; MATSUMURA- TUNDISI, 2008).

Ao mesmo tempo que a construção dos reservatórios se torna uma atividade em ascensão nas últimas décadas, a preocupação com os impactos negativos das instalações desses empreendimentos aumentou. A formação dos reservatórios gera impactos negativos, como a perda de biodiversidade e a extinção de espécies pelo alagamento de áreas com vegetação nativa e florestadas, inundação de grandes áreas produtivas, perda de espécies nativas, alteração do sistema hidrológico e do ciclo biológico do corpo d'água,

desenvolvimento em massa das macrófitas, excessiva migração humana para região do reservatório e deterioração da qualidade da água (TUNDISI, 2003). Os impactos mais marcantes ocorrem durante a sua instalação, porém os impactos a longo prazo, principalmente sobre os ecossistemas aquáticos e no regime hídrico dos rios, devem ser igualmente considerados (MANYARY; CARVALHO, 2007).

As atividades do homem no entorno dos reservatórios ficaram mais intensas, com diferentes usos e ocupação do solo, comprometendo tanto a qualidade da água como a biodiversidade (TUNDISI, 1993; CORGOSINHO; PINTO-COELHO, 2006). A deterioração destes corpos d'água muitas vezes é ocasionada pelo lançamento de efluentes de origem agrícola, escoamento urbano, efluentes industriais e sanitários, que são responsáveis pelo aumento nas concentrações de nutrientes considerados críticos, como o nitrogênio e o fósforo (TUNDISI, 2003), que intensificam o processo de eutrofização, que à longo prazo pode acarretar consequências irreversíveis, aumento do grau de trofia e um grave desequilíbrio ecológico (aumento ou diminuição drástica de algum elemento, animal ou vegetal) (FERRÃO FILHO *et al.*, 2000; ESTEVES, 2011).

A eutrofização pode levar o aumento excessivo de algas, que provoca o aumento da turbidez e dificulta a passagem de luz solar aos organismos fotossintetizantes das águas mais profundas, impedindo o crescimento e a fotossíntese. Isto acarreta um déficit de oxigênio na água, pois grande parte do oxigênio produzido pelo fitoplâncton presente na porção superficial da coluna d'água é dispersado para atmosfera e assim não restabelece o oxigênio dissolvido das águas profundas. O problema se agrava quando começa a mortandade de algas, pois ocorre a decomposição da matéria orgânica e o pouco do oxigênio dissolvido presente na coluna d'água é utilizado pelos organismos decompositores e conseqüentemente o “esgotamento” do oxigênio leva a morte de peixes e de outros elementos do corpo d' água (VON SPERLING, 2005). A eutrofização favorece também a proliferação de cianobactérias que produzem toxinas, como a *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*, que prejudicam a vida aquática e conseqüentemente a saúde humana (SOUZA *et al.*, 1998; SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000; HENRY, 2004; REICHWALDT, 2013).

As alterações nos corpos d'água provenientes do processo de eutrofização influenciam na estrutura das comunidades bióticas. A composição e a distribuição da comunidade zooplanctônica em represas está relacionado com estado trófico e o grau de interações

biológicas do ambiente, assim a superioridade numérica de alguns grupos ou espécies pode auxiliar na análise do nível de trofia do ambiente (MATSUMURA-TUNDISI; ROCHA, 1983; BRITO *et al.*, 2011).

1.3 Comunidade zooplantônica

Os organismos zooplanctônicos têm sido utilizados para entender as interações nos ecossistemas aquáticos. Algumas espécies também são bioindicadoras e são utilizadas para identificar e avaliar padrões e mudanças nos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983). Como um componente importante no ecossistema e na cadeia trófica, o zooplâncton exibe uma ampla gama de serviços ecológicos, ocupando diferentes nichos (LYNCH, 1979; HEBERT, 1982; ADRIAN *et al.*, 2006; PAPA; BRIONES, 2014; MACLENNAN *et al.*, 2015; BENEDETTI *et al.*, 2015). Estes organismos são fundamentais na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, mais especificamente em ciclagem de nutrientes e fluxo de energia, onde exercem um elo entre os produtores (fitoplâncton) e os consumidores de níveis tróficos superiores (MATSUMURA-TUNDISI, 1996). Assim, o conhecimento sobre seus papéis ecológicos e a estrutura da comunidade é vital para desvendar padrões nas mudanças em ecossistemas aquáticos.

O zooplâncton é composto por organismos heterotróficos microscópicos que incluem consumidores primários herbívoros, onívoros, detritívoros e predadores de diferentes níveis tróficos, que podem variar de 0,04 nm a 3 µm. A comunidade zooplanctônica de água doce é constituída por três grupos principais: o Filo Rotifera e os microcrustáceos Cladocera e Copepoda, além de outros grupos taxonômicos como ostrácodos, protozoários e larvas de inseto (WETZEL, 1993; SIPAUBA-TAVARES, 1994).

Os Cladocera e os Rotifera possuem em sua maioria, espécies filtradoras, de alimentação constituída de fitoplâncton, bactérias e detritos. Os Rotifera são considerados os mais diversos entre o zooplâncton de água doce e são considerados oportunistas, classificados como espécies r-estrategistas devido à alta capacidade de colonização (WETZEL, 1983; STREBLE; FROST, 1987; SEGERS; DE SMET, 2008; SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011). A elevada riqueza dos rotíferos nos reservatórios brasileiros foi verificada em diversos estudos (SENDACZ, 1997; LANSAC-TÔHA *et al.*, 1999; NOGUEIRA, 2001; SAMPAIO *et al.* 2002; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005).

Os representantes dos Cladocera ocorrem tanto em região limnética como em região litorânea dos corpos d'água por apresentarem diferentes hábitos alimentares (filtradores limnéticos, filtradores litorâneos e raspadores litorâneos). As espécies das famílias Bosminidae, Moinidae, Daphnidae e Sididae são filtradoras e associadas à região limnética, (ROCHA, 2002, DODSON *et al.*, 2010). Na região litorânea as espécies predominantes são de hábito alimentar raspador como espécies das famílias Chydoridae e Macrothricidae que vivem associadas às macrófitas e as espécies da família Ilyocryptidae, associadas ao sedimento (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2002). Algumas espécies de cladóceros são muitas vezes utilizados na alimentação de larvas de peixes, como espécies do gênero *Daphnia* e *Moina*, devido ao seu alto valor nutricional (SIPAUBA-TAVARES, 2001)

Entre os Copepoda, as espécies de ordem Calanoida são essencialmente filtradoras e o fitoplâncton é a sua principal fonte de alimento. Por outro lado, os Copepoda Cyclopoida são basicamente carnívoros quando adultos, e podem se alimentar tanto dos Rotifera como dos neonatos dos Cladocera (WILLIAMSON; REID, 2009).

O zooplâncton se distribui de forma heterogênea em seu habitat exibindo diferentes padrões de segregação espacial, os quais às vezes podem sofrer mudanças no decorrer de algumas horas (PINTO-COELHO, 2003). A heterogeneidade na distribuição vertical, e em especial a migração, é um fenômeno observado em vários organismos zooplanctônicos. Silva (2015) estudou a variação nictemeral da comunidade zooplanctônica no reservatório da UHE de Furnas e constatou que para algumas espécies de Cladocera foi observado o deslocamento dos indivíduos para as camadas mais superficiais e oxigenadas da coluna d'água durante a noite, considerada migração noturna.

A composição e abundância da comunidade zooplanctônica estão diretamente relacionadas com o ambiente, diferem de acordo com as mudanças espaciais e periódicas dos ecossistemas. Assim, o número de estudos para entender as variações espaciais e temporais da comunidade zooplanctônica, em reservatórios, cresceram nas últimas décadas (BONECKER *et al.*, 2001; SAMPAIO *et al.*, 2002; PANARELLI *et al.*, 2003; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2003, 2005; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005; PINTO-COELHO *et al.*, 2005; CORGOSINHO; PINTO-COELHO, 2006; NOGUEIRA *et al.*, 2006; TAKAHASHI *et al.*, 2005; SANTOS-WISNIEWSKI; ROCHA, 2007; FERRARI, 2007; SERAFIM-JUNIOR *et al.*, 2010; VITTI, 2011; SILVA, 2015; CASTILHO *et al.*, 2016; DE-CARLI *et al.*, 2017).

As diferenças na composição e diversidade dessa comunidade podem ocorrer dentro de um mesmo corpo d'água (região limnética e litorânea), entre ecossistemas lênticos e lóticos e também nos ecossistemas de regiões geograficamente distintos (tropicais e temperadas). Os maiores valores de riqueza e abundância da comunidade zooplanctônica são encontrados na região litorânea de ambientes lênticos, pois a presença de macrófitas nessa região possibilita que os organismos zooplanctônicos tenham maior proteção contra os predadores e maior disponibilidade de habitats quando comparada às áreas limnéticas (LANSAC-TÔHA 1997). Nas regiões geograficamente distintas algumas das diferenças observadas incluem a pequena contribuição das espécies zooplanctônicas de grande porte nas regiões tropicais, como por exemplo os grandes daphnídeos (MATSUMURA-TUNDISI, 1986; ROCHA, 1995; MEERHOFF, IGLESIAS, 2007). As espécies de *Daphnia* das regiões temperadas são adaptadas às condições de baixa concentração de alimento, relacionado às temperaturas e radiação solar menores, já as altas concentrações de sólidos em suspensão da região tropical estariam atrapalhando o mecanismo de filtração destas espécies (CARVALHO, 1984; SARMA *et al*, 2005). Além disso, a baixa densidade populacional dos grandes dafinídeos nos trópicos em relação às espécies de menor porte (Moinidae e Bosminidae) é consequência da maior predação nesses ecossistemas, uma vez que a penetração de luz é maior, consequentemente a maior transparência da água favorece a visualização destes organismos (SARMA *et al*, 2005; MEERHORFF, IGLESIAS 2207).

As variações ambientais como temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, nutrientes, fluxo da água e pH atuam diretamente sobre as populações do zooplâncton. Esses organismos respondem rapidamente a diversos impactos e muitas espécies são utilizadas como indicadoras em estudos de biomonitoramento. O Índice Calanoida/Cyclopoida é baseado na razão entre os copépodos presentes no corpo d'água, no qual os menores valores da razão (maior quantidade de Cyclopoida) estão associados ao um maior grau de trofia (TUNDISI *et al.*, 1988).

As respostas do zooplâncton às mudanças ambientais podem ser tanto alterações quantitativas e qualitativas como morfológicas. (COELHO-BOTELHO, 2004). Zanata (2008) verificou que contaminantes químicos causaram alterações na carapaça de algumas espécies de dafinídeos, no reservatório do rio Tietê; Sousa *et al* (2011) identificou anomalias no labro da *Coronatella monacantha* em um córrego do Ceará, causado pela bioacumulação de ferro; Melo *et al* (2017) observaram alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica e

verificou anormalidades na morfologia de cladóceros relacionados ao aumento do grau de trofia do reservatório.

Em ambientes eutrofizados ocorre o aumento da abundância de cianofíceas e as respostas dos organismos zooplancônicos dependem do tamanho do indivíduo, da capacidade de ingerir algas filamentosas, colônias e o grau de inibição alimentar (HIETALA *et al.*, 1995). As cianofíceas podem ser inadequadas para o zooplâncton por causar obstrução dos aparatos filtradores durante o processo de filtração e as toxinas presentes em algumas cianofíceas podem ser prejudiciais ao zooplâncton causando anomalias morfológicas e fisiológicas (KILHAM *et al.*, 1997; GULATI *et al.*, 2011; ROHRLACK *et al.*, 2001)

O fato dos organismos zooplancônicos serem um elo na cadeia trófica do ecossistema aquático faz com estes sejam influenciados constantemente por níveis tróficos inferiores, e a qualidade e abundância das algas são fatores que podem influenciar a estrutura da comunidade zooplancônica (efeito *bottom up*). Há também os efeitos relacionados com os níveis tróficos superiores, efeito *top down*, assim a diversidade dos predadores influenciará no controle e na estrutura da comunidade, visto que os organismos maiores tendem a serem mais predados (PINTO-COELHO; CORGOSINHO, 1998, CARPENTER *et al.*, 1985; MCQUEEN *et al.*, 1989; NICOLE *et al.*, 2011).

Portanto, estudos sobre a comunidade zooplancônica auxiliam o entendimento da dinâmica e da ecologia do ecossistema aquático, uma vez que apresentam relação com diversos fatores, tanto bióticos como abióticos. Além do mais, podem ser usados para biomonitoriamento em reservatórios pelo fato de serem sensíveis à alteração no ambiente.

1.4 Diversidade

No decorrer dos anos em meio a evolução da ciência, muitas teorias foram criadas, como a teoria da sucessão ecológica (GLEASON, 1927), teoria da biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967) e da distribuição latitudinal da diversidade de espécies (BROWN, 1995) que contribuíram para a compreensão dos padrões espaciais e temporais da diversidade biológica, porém diversas questões ainda necessitam de respostas.

Em função da complexidade de muitos ecossistemas as ideias de generalizações e predições se tornam complicadas em termos de ecologia de comunidades (SIMBERLOFF,

2004). Além disso, existem as análises de biomonitoramento em nível das comunidades que são baseadas nas alterações dos padrões de riqueza e abundância das espécies. Também são frequentemente utilizados os índices de diversidade considerados tradicionais: Diversidade de Shannon, Dominância de Simpson e Equitabilidade de Pielou. Porém, alguns pesquisadores mencionam que ao utilizar esses índices biológicos ocorre uma perda de informações e estimativas quanto a estrutura e o funcionamento das comunidades (WEBB, 2000; RICOTA *et al.*, 2005).

Cienciaruso *et al.* (2009) citam que determinados fatores ambientais agem em uma comunidade anteriormente constituída por espécies de diferentes gêneros, transformando-a em uma comunidade onde a maioria das espécies pertencem ao mesmo gênero. Se o número de espécies e a uniformidade das abundâncias se mantivessem os mesmos os índices tradicionais não detectariam nenhuma alteração na comunidade. A desvantagem ao uso desses índices se deve exatamente ao uso de apenas uma variável para a distinção das espécies (abundância), considerando deste modo que as espécies são ecologicamente idênticas, ou seja, todas possuem a mesma importância no que diz a respeito à quantidade de informações que carregam, não importando sua relevância ecológica para o funcionamento do ecossistema (MAGURRAN, 2004).

Ao enfatizarmos sobre os processos ecossistêmicos e assumirmos que cada espécie possui sua importância para a manutenção destes, surge outra forma de medida de biodiversidade, a diversidade funcional, que condiz ao valor das características funcionais presentes em uma comunidade (TILMAN *et al.*, 2001). A diversidade funcional representa as diferenças entre as espécies baseada na distinção de suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas (PETCHEY; GASTON, 2002). Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de traços (características) das espécies que influenciam nos processos da comunidade, visto que existe uma forte relação entre a diversidade funcional e a manutenção do ecossistema (PETCHEY; GASTON, 2002; CIANCIRUSO *et al.*, 2009; VOGT *et al.*, 2013). Desse modo, altos valores de diversidade funcional estão relacionados com uma melhor utilização dos recursos e assim o melhor funcionamento do ecossistema (SOBRAL, CIANCIRUSO, 2012).

Por observar as características ecológicas mais relevantes das espécies, a abordagem funcional é considerada uma ferramenta que permite a ligação dos processos ecossistêmicos e a estrutura das comunidades biológicas (MCGILL *et al.*, 2006; WEBB *et al.* 2010; SMITH *et*

al., 2013). Dentro dessa abordagem as espécies podem ser classificadas em grupos funcionais que é o “conjunto de espécies independentes das afinidades filogenéticas que compartilham traços funcionais semelhantes e respondem similarmente às condições ambientais” (LAVOREL *et al.*, 1997). Dessa forma, avaliar a diversidade funcional significa observar as diferentes características funcionais dos organismos, que são componentes fenotípicos que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia (CIANCIARUSO, 2009).

Com o aumento do interesse por essa nova abordagem, muitas medidas de diversidade funcional estão aparecendo na literatura, onde se diferem na informação e na maneira com que estimam a diversidade (RICOTTA, 2005). Essas medidas podem ser divididas em três categorias principais: riqueza funcional, equitabilidade funcional e dispersão funcional. As três categorias são complementares e adotadas em conjunto descrevem a distribuição de espécies e suas abundâncias dentro do espaço funcional (MASON *et al.*, 2005; MOUCHET *et al.*, 2010). Outra subdivisão ocorre nas medidas de diversidade funcional, na qual podem ser divididas em medidas categóricas e contínuas, ambas inicialmente planejadas de acordo com os traços funcionais listados para as espécies (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). As medidas categóricas são as mais antigas e refere aos grupos funcionais presente em uma comunidade, ou seja, a riqueza de grupos funcionais (DIAZ; CABIDO, 2001). Nessa medida, as espécies são agrupadas de acordo com um método de classificação, de modo que espécies dentro de um mesmo grupo são mais similares entre si do que com espécies de outros grupos. Nas medidas contínuas quando construído as classificações funcionais pode se estimar a diversidade funcional sem necessariamente dividir os organismos em grupos arbitrários (RICOTTA, 2004; PETCHEY, GASTON, 2006).

Recentemente, ocorreu uma modificação na medida de diversidade funcional, onde substitui-se a matriz funcional ‘espécies x características funcionais’ por uma de ‘indivíduos x características funcionais’ (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Essa inclusão da variabilidade intraespecífica é justificada por fortes evidências de que as diferenças funcionais entre os indivíduos da mesma espécie são importantes para os processos da comunidade, onde tem grande influência na habilidade competitiva, na coexistência das espécies (CALLAWAY *et al.*, 2003) e no funcionamento das comunidades, por exemplo, na resistência a perturbações (REUSCH *et al.*, 2005), ciclagem de nutrientes (MADRITCH; HUNTER, 2003) e na produtividade (NORBERG *et al.*, 2001). Dessa forma, se espera que essa modificação permita

relacionar os indivíduos presentes da comunidade com os processos ecológicos e as variáveis ambientais (PACHEPSKY *et al.*, 2007).

Os altos valores de diversidade funcional estão relacionados com uma maior exploração dos recursos disponíveis e melhor atividade ecossistêmica. Dessa forma, pode-se testar se os filtros ambientais ou a competição são processos que determinam a organização das comunidades, assim não precisamos pesquisar a evolução dos traços ou o parentesco entre as espécies, pelo fato de usar diretamente os traços funcionais de interesse (SOBRAL; CIANCIRUSO 2012). Se uma determinada comunidade tem baixa diversidade funcional do que o esperado ao acaso, pode-se concluir que filtros ambientais selecionaram espécies funcionalmente mais similares; se encontrarmos o oposto (maior diversidade funcional do que o esperado), pode-se concluir que a competição é um processo importante (WEIHER; KEDDY, 1995).

Apesar da importância da comunidade zooplanctônica nos ambientes aquáticos, os estudos sobre os traços funcionais destes organismos são recentes (BARNETT *et al.*; 2007), diferentemente das comunidades fitoplanctônicas, para as quais esta abordagem tem sido utilizada a mais tempo (REYNOLDS *et al.*, 2002; LITCHMAN, 2010; PÁLFFY *et al.*, 2013).

Na comunidade zooplanctônica traços funcionais importantes são relacionados com a alimentação, reprodução, crescimento e sobrevivência das espécies (BARNETT *et al.* 2007; LITCHMAN *et al.* 2013; SODRÉ 2014). Barnett; Beisner (2007) também relacionaram a diversidade funcional do zooplâncton com gradientes de estado trófico em lagos do Canadá e concluíram que maiores valores de fósforo total levaram a menores valores de diversidade funcional da comunidade. Sodré (2014) utilizou a abordagem funcional como ferramenta para entender os efeitos do pulso de inunda o sobre os organismos zooplanctônicos de um lago amazônico e verificou que a varia o anual da diversidade funcional zooplanctônica normalmente não segue o mesmo padrão da diversidade taxonômica.

As condi es locais determinam a distribui o dos organismos zooplanctônicos por serem sensíveis ao ambiente. Logo, como já observado para outras comunidades, tanto aquáticas como terrestres, as condi es ambientais atuam como filtros (SODRÉ, 2014). Dessa forma, as condi es do ambiente beneficiam espécies zooplanctônicas que partilham de características funcionais semelhantes, mesmo que não sejam de forma obrigatória relacionadas filogeneticamente (WEBB *et al.*, 2002; SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012). A

utilização dos traços funcionais dos organismos zooplanctônicos pode ser uma ferramenta para avaliar os impactos na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (KLUG *et al.*, 2000; VOGT *et al.*, 2013).

1.5 Reservatório da UHE de Furnas-MG

O reservatório da UHE de Furnas foi criado para solucionar os problemas da crise de suprimento de energia elétrica, nos meados da década de 50. Está situado na Bacia do rio Grande, no sul do estado de Minas Gerais, tem 1440km² de área inundada e é formado por dois compartimentos que correspondem aos rios Grande e Sapucaí (DEL AGUILA, 2001). É considerado o maior reservatório da região Sudeste, integra 52 cidades e 46 distritos (ALAGO, 2006).

De forma geral, o clima na região é o tropical de altitude, caracterizado como mesotérmico e úmido, de verão chuvoso e inverno seco. A temperatura média anual varia entre 21 e 23°C. A precipitação média anual é entre 1300 e 1600mm, o trimestre mais seco corresponde aos meses de junho, julho e agosto com valores médios em torno de 60mm. Já o trimestre mais úmido ocorre nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, com valores médios de 750mm (PDRH FURNAS, 2013).

O reservatório da UHE de Furnas pode ser caracterizado como um sistema complexo, devido a sua morfologia dendrítica (recebe água de vários tributários) e pelas diferentes atividades externas nos dois compartimentos (Relatório da UHE de Furnas, 2004). Pelo fato de ser constituído por duas diferentes sub-bacias, o reservatório da UHE de Furnas apresenta diferentes características ao longo de sua área. A sub-bacia do rio Grande é caracterizada por um planalto cristalino e de pecuária extensiva, e drena as águas provenientes das cidades: Perdões, Boa Esperança, Cristais, Formiga, Pimenta e Capitólio. Já a sub-bacia do rio Sapucaí drena das cidades: Campos Gerais, Carmo do Rio Claro, Fama, Alfenas, entre outras e é caracterizada por atividade agro-pastoril intensa, onde se destaca o cultivo intensivo de cana, milho, soja, laranja, batata e café (PINTO-COELHO; CORGOSINHO, 1998).

Tabela 1- Características gerais do reservatório da UHE de Furnas, MG.

Reservatório da UHE de Furnas	
Rio Principal	Grande
Importantes tributários	Sapucaí, Verde
Conclusão da barragem	1959
Área Inundada	1440 Km ²
Volume útil	17,21 bilhões de m ³
Profundidade média	13m
Profundidade máxima	90m
Tempo de residência médio	160 dias
Vazão média anual	1000 m ³ /s

Fonte: Furnas Centrais Elétricas S.A

A extensão do reservatório da UHE de Furnas é em média 3500 Km, com intensa atividade de piscicultura. Estima-se que há 500 piscicultores e mais de 5000 tanques de criação, muitos destes são financiados pelo Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF), com o intuito de atender de forma diferenciada os pequenos produtores rurais (IGAM, 2013).

A região do reservatório é densamente povoada e apresenta uma agricultura variada, como cultivo de batata, cana e café. Esta atividade junto a pecuária e os efluentes sanitários e industriais são responsáveis pelo aumento do nível de trofia e conseqüentemente na degradação corpo d'água (PINTO-COELHO; CORGOSINHO, 1998; BRITO *et al.*, 2011). Segundo o PDRH (Plano Diretor de Recursos Hídricos) de Furnas (2013), os pequenos e médios produtores estão alugando suas propriedades às grandes usinas de cana de açúcar, se aproveitando da má fiscalização com a finalidade de substituir os plantios de café pelo plantio de cana de açúcar, muitas vezes esse cultivo se encontra na beira de córregos provocando o assoreamento e contaminação.

Em 2016 e 2017, ocorreram grandes mortandades de peixes nas pisciculturas do reservatório relacionadas à falta de oxigênio na água. No entanto, muitos tanques rede são instalados no reservatório em regiões que não apresentam boa qualidade da água, como áreas próximas ao município de Alfenas (CASTILHO, 2014). Muitos destes cultivos são feitos na região do Clube Náutico, onde deságua o córrego do Pântano e na Volta da Ferradura. Próximo ao clube Náutico é feito o lançamento do esgoto sanitário da cidade de Alfenas, tratado pela

COPASA e na região da Volta da Ferradura ocorre a entrada do Córrego da Ferradura, que tem como afluente o córrego Pedra Branca (córrego dos Aflitos), que também recebeu por muitos anos o esgoto sanitário da cidade de Alfenas.

Em relação ao grau de trofia as grandes dimensões do reservatório de Furnas favorecem a diluição dos nutrientes, mantendo-se oligotrófico (PINTO-COELHO, 1994; CORGOSINHO, 1998; SANTOS, FORMAGIO, 2000), embora algumas regiões apresentem processo de eutrofização devido ao lançamento de esgotos não tratados (DELGADO, 1999). No estudo atual assim como análises mais recentes verificaram um aumento no grau de trofia, possivelmente relacionado com o aumento das atividades em seu entorno (SILVA 2007; SILVA, 2011; VITTI, 2013; MELO, 2015).

Os primeiros trabalhos realizados no reservatório de Furnas tiveram enfoque na comunidade piscívora. Entre estes, citamos os trabalhos de Santos (1999) com ênfase nos rios Grande e Paranaíba; Santos, Formagio (2000); Figueiredo (2000).

Também existem trabalhos sobre a comunidade fitoplanctônica, como o de Delgado (1999) que avaliou a variação sazonal e espacial dessa comunidade no município de Guapé – MG; Miranda (2004) analisou a diversidade fitoplanctônica e relacionou ao estado trófico do reservatório na região de Alfenas-MG; Pimentel; Giani (2009) analisaram a toxicidade de cianobactérias, por meio de métodos moleculares; Bressane *et al.* (2013) analisaram a composição fitoplanctônica do reservatório na região de Barranco Alto- MG.

Os primeiros estudos sobre a comunidade zooplanctônica no reservatório da UHE de Furnas foram realizados por Sá-Junior *et al.* (1994), que verificaram a relação da comunidade zooplanctônica com o grau de trofia; Rull de Aguila (2001) verificou o gradiente trófico no rio Sapucaí e suas relações com a distribuição do zooplâncton em função ao uso do solo. Ferrari (2007) analisou a distribuição temporal e espacial da comunidade zooplanctônica, comparando os dois compartimentos do reservatório: rio Grande e rio Sapucaí; Santos *et al.* (2009) verificaram a influência de tanques-rede na comunidade zooplanctônica;

Há alguns estudos mais recentes no reservatório da UHE de Furnas como Negreiros (2010) que observou a variação anual da diversidade e produção secundária de Rotifera; Santos *et al.* (2010) analisou a biomassa e produção de Cladocera em seis pontos do compartimento Sapucaí no reservatório da UHE de Furnas; Silva (2011) verificou a variação espacial e temporal da diversidade e biomassa da comunidade zooplanctônica no reservatório;

Vitti (2013) estudou a diversidade e biomassa da comunidade zooplanctônica e produção secundária dos Cladocera e Rotifera em pontos com influência do esgoto sanitário no reservatório; Silva (2015) analisou a variação nictemeral da comunidade zooplanctônica no reservatório da UHE de Furnas no compartimento do rio Sapucaí; Coelho (2015) comparou a diversidade da comunidade zooplanctônica ativa e os ovos de resistência presentes no sedimento do reservatório da UHE de Furnas; Melo (2015) estudou as alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica e verificou anormalidades na morfologia de cladóceros relacionados ao aumento do grau de trofia do reservatório.

Outros trabalhos também foram realizados, tais como: Pinto-Coelho; Corgosinho (1994) verificaram os padrões alométricos e a biomassa em *Chaoborus* sp.; Santos-Wisniewski (2007) verificaram a primeira ocorrência do dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* no reservatório; Landa *et al.*, (2002) analisou 12 pontos no compartimento rio Sapucaí e registrou um rotífero invasor, *Kellicottia bostoniensis*.

Os estudos citados acima contribuíram para a progressão do conhecimento em relação ao funcionamento desse importante ecossistema aquático, englobando todos os aspectos: tanto às comunidades como as características físicas e químicas. Entretanto, o desenvolvimento de novos estudos será de grande valia para um conhecimento mais amplo e aprofundado das espécies que integram esses sistemas, das interações existentes e dos processos funcionais.

2 OBJETIVOS

O presente estudo teve como objetivo principal avaliar a estrutura da comunidade zooplanctônica presente na UHE de Furnas sob o ponto de vista dos grupos funcionais.

Objetivos específicos

- Conhecer a composição da comunidade zooplanctônica e relacionar com as variáveis físicas e químicas;
- Identificar os grupos funcionais da comunidade zooplanctônica;

- Avaliar possível variação espacial e temporal dos grupos funcionais do zooplâncton;
- Entender as relações entre a diversidade funcional e a diversidade de espécies do reservatório da UHE de Furnas.

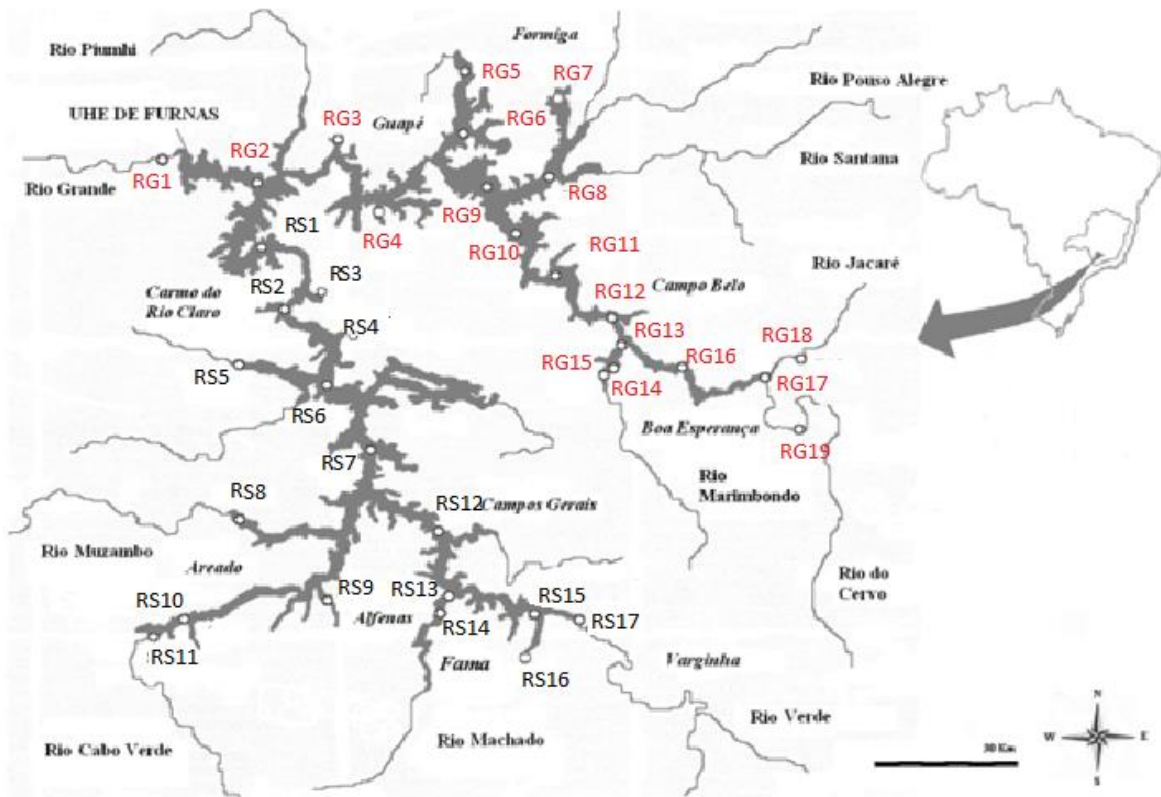
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Local e época das amostragens

As coletas foram realizadas trimestralmente, durante um ano entre março de 2008 e dezembro de 2008, em 36 pontos distribuídos pelo reservatório da UHE de Furnas ($46^{\circ} 19' W$ e $20^{\circ} 40' S$), incluindo os dois compartimentos, 17 pontos rio Sapucaí e 19 no rio Grande (Figura 1).

Foram realizadas amostragens dos organismos zooplanctônicos e análises das variáveis físicas e químicas dos pontos amostrados. Os dados das análises físicas e químicas foram fornecidos por Furnas Centrais Elétricas S.A.

Figura 1- Mapa do reservatório da UHE de Furnas, sua localização no Brasil e Minas Gerais e a localização dos pontos de coleta (S1 a S17 – pontos localizados no compartimento rio Sapucaí; G1 a G19 – pontos localizados no compartimento rio Grande).



3.2 Variáveis abióticas

3.2.1 Variáveis climatológicas

Os dados de temperatura do ar (máxima, média e mínima mensal), velocidade do vento (média mensal) e precipitação pluviométrica foram obtidas no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2015). A estação meteorológica de Machado, MG foi escolhida devido à maior proximidade com os pontos de coleta.

3.2.2 Variáveis físicas e químicas da água

3.2.2.1 Profundidade, Transparência da coluna d'água e profundidade da zona eufótica

A profundidade foi obtida com uma corda contendo um peso. A determinação da transparência da coluna d'água foi realizada através de observações do desaparecimento visual do disco de Secchi, com 0,30 m de diâmetro e de cor branca. O valor médio entre a profundidade em que o disco desaparece e reaparece foi tomado como a medida da transparência da água. O limite da zona eufótica foi calculado multiplicando-se o valor médio de transparência da água pelo coeficiente empírico de extinção equivalente à 2,7 (MARGALEF, 1983).

3.2.3 Concentração de Nutrientes

Para a determinação das concentrações de fósforo total, fosfato inorgânico, nitrito, nitrato e silicato foram coletadas amostras na superfície da coluna d'água. As amostras foram armazenadas em frascos plásticos e congeladas para a posterior análise em laboratório. As concentrações foram determinadas utilizando-se os métodos descritos em American Public Health Association, American Water Works Association e Water Pollution Control Federation (2013). As análises realizadas no laboratório de Química de Furnas Centrais Elétricas S.A.

3.3 Variáveis bióticas

3.3.1 Concentração de clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* foi determinada após a filtração das amostras de água com filtros de microfibras de vidro GFC de 1,2 µm de abertura de poro. A extração foi feita através da maceração manual dos filtros em acetona 90% a frio em ambiente com menor quantidade de luz possível, devido à rápida fotodegradação da clorofila.

Para as determinações das concentrações de clorofila *a* utilizou-se o método de extração e cálculo descrito em Golterman *et al.* (1978).

3.3.2 Comunidade zooplanctônica

Para a coleta dos organismos zooplanctônicos foram realizados arrastos verticais com uma rede de plâncton de abertura de malha de 68 μ m conhecendo-se a profundidade do local. Em seguida os organismos são fixados com formol a 4% e as amostras armazenadas em frascos de polietileno.

Para as contagens dos cladóceros e copépodos, foi utilizado uma placa de acrílico quadriculada, e as amostras foram analisadas integralmente sob microscópio estereoscópico Zeiss modelo Stemi 2000, com aumento de até 40x. Para os rotíferos, subamostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico Zeiss modelo Scope A1 com aquisição de imagens, em aumento de até 1000 vezes. A identificação dos organismos foi realizada utilizando-se bibliografias especializadas (SMIRNOV, 1974; KOSTE, 1978; REID, 1985; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 1989; PREVIATTELLI, 2006; ELMOOR-LOUREIRO, 2014).

3.4 Análise dos dados

Foram calculados o Índice de estado trófico, Índice de frequência de ocorrência, Índices de Diversidade (Riqueza de espécies, Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Uniformidade de Pielou (J')) e as análises estatísticas (análise multivariada de agrupamento, PCA e CCA)

3.4.1 Índice de estado trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) foi calculado pelo método de Carlson, modificado por Toledo *et al.* (1983), considerando-se os seguintes parâmetros: visibilidade do disco de Secchi, concentração de fósforo total, ortofosfato e concentração de clorofila *a*.

De acordo com Toledo *et al.* (1983), a profundidade do disco de Secchi é muito afetada pela alta turbidez dos reservatórios tropicais durante a maior parte do ano. Assim, para contornar esse problema, os autores sugerem ponderar as variáveis, obtendo-se um IET médio, de forma a atribuir menos peso à variável transparência da água e não eliminá-la.

A partir do IET médio, os critérios para a classificação do estado trófico do corpo d'água são:

Oligotrófico, se $IET \leq 44$;

Mesotrófico, se $44 < IET < 54$;

Eutrófico, se $IET \geq 54$

3.4.2 Índice de Frequência de Ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies foi encontrada ao estimar o número de amostras onde organismo ocorreu em relação ao número total das amostras coletadas (%), de acordo com a seguinte fórmula elaborada por Dajoz (1983):

$$F = 100 \frac{Pa}{P}$$

Em que:

Pa = número de amostras contendo a espécie;

P = número total de amostragens realizadas;

F = frequência de ocorrência.

Assim, as espécies foram classificadas em constantes, acessórias e acidentais:

1. **constant**es = espécies presentes em mais de 50 % das amostras;
2. **acessórias** = espécies presentes em 25% a 50% das amostras;
3. **acidentais** = espécies presentes em menos de 25% das amostras;

3.4.3 Índices de Diversidade

Para conferir a diversidade de espécies entre os pontos amostrados foram calculados o Índice de Riqueza (número de táxons registrados), Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Uniformidade de Pielou (J'), através das seguintes fórmulas:

Índice de Diversidade de Shannon (H'):

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

$p_i = \frac{n_i}{N}$ = importância de cada espécie em relação ao total de indivíduos N ;

S = número de espécies amostradas

Índice de Uniformidade de Pielou (J'):

$$J' = \frac{H'}{\log S}$$

H' = índice de diversidade de Shannon

S = número de espécies

3.4.4 Grupos funcionais

Para a definição dos grupos funcionais foi utilizado o método usado por Silva (2015) em seu estudo realizado em rios amazônicos, pela dificuldade de encontrar os traços sugeridos por Barnett *et al* (2007). Portanto foram primeiramente listados os traços funcionais de cada espécie identificada. Para garantir a confiabilidade dos resultados torna-se necessário que tais traços estejam disponíveis para todas as espécies. De tal modo que, para o presente estudo foram selecionados cinco traços: tamanho, hábitat, grupo trófico, hábito alimentar e tipo de reprodução.

No aspecto hábitat, os organismos foram classificados como pelágicos ou litorâneos de acordo com a literatura. As espécies que vivem associadas a algum tipo de substrato, como sedimento, macrófitas ou algas filamentosas foram classificadas como de hábitos litorâneos. Já as completamente planctônicas foram classificadas como pelágicas (BARNETT *et al.*, 2007).

O grupo trófico refere-se à alimentação dos organismos. Os organismos foram classificados como: herbívoros, pequenos onívoros e grandes onívoros. Aqueles organismos que se alimentam de algas, bactérias, detritos e pequenos protozoários foram classificados como pequenos onívoros (P), para separá-los daqueles que se alimentam, além de algas, também de organismos maiores, como rotíferos e cladóceros, os quais foram classificados como grandes onívoros (G). Devido à falta de informações disponíveis para a maioria das espécies, o termo “onívoro” foi atribuído para caracterizar aquelas espécies que possuem uma dieta alimentar menos restrita e que possuem pelo menos dois tipos de preferência alimentar.

Em relação ao hábito alimentar, as espécies foram classificadas em: raspadores (se alimentam de partículas aderidas a um substrato); suspensívoros F (a busca por alimento é ativa já que são capazes de gerar uma corrente de água, a qual irá passar por cerdas filtrantes, e a captura é passiva, ficando retido nas cerdas tudo que tiver tamanho adequado); suspensívoros AP (a busca de alimento é passiva e utilizam de apêndices bucais para a captura, podendo haver seletividade por tamanho ou por células quimiossintetizantes - os náuplios, apesar de não possuírem os apêndices bucais totalmente formados, foram incluídos nessa categoria); suspensívoros C (a busca de alimento é passiva e utilizam de cílios para a captura); raptorais (os verdadeiramente predadores, onde a busca e a captura dos alimentos são ativas); sugadores (rotíferos que não utilizam os cílios para capturar o alimento, mas um mástax eversível, capaz de capturar e sugar o conteúdo de algas ou outros rotíferos pequenos).

O último traço funcional utilizado foi o modo principal de reprodução, onde os rotíferos e cladóceros se reproduzem principalmente de forma assexuada, enquanto copépodes se reproduzem de forma sexuada.

3.4.5 Análises Estatísticas

Foi utilizada uma análise multivariada de agrupamento para a definição dos grupos funcionais para a comunidade zooplânctônica, utilizando-se os dados dos traços funcionais citados para cada espécie (PLA *et. al*, 2012). O método de agrupamento utilizado foi de Ward e análise realizada no software gratuito R 3.1.2 (R Development Core Team, 2014), utilizando o pacote FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). E por fim, foram realizadas a Análise de Componentes Principais (PCA) para comparar a distribuição dos parâmetros ambientais, tais como os parâmetros das variáveis físicas, químicas, e a variável biológica concentração de

clorofila *a*. Para verificar a existência da correlação entre os parâmetros ambientais e os grupos funcionais da comunidade zooplanctônica foi aplicado a análise de Correspondência Canônica (CCA), utilizando-se o software CANOCO 3.12 (TER BRAAK; SIMILAUER, 2002). Além de ser verificado o nível de significância da associação existente entre os parâmetros ambientais e os parâmetros bióticos pelo teste de Monte Carlo, com 999 permutações randômicas, estabelecendo-se o valor de $p \leq 0,05$.

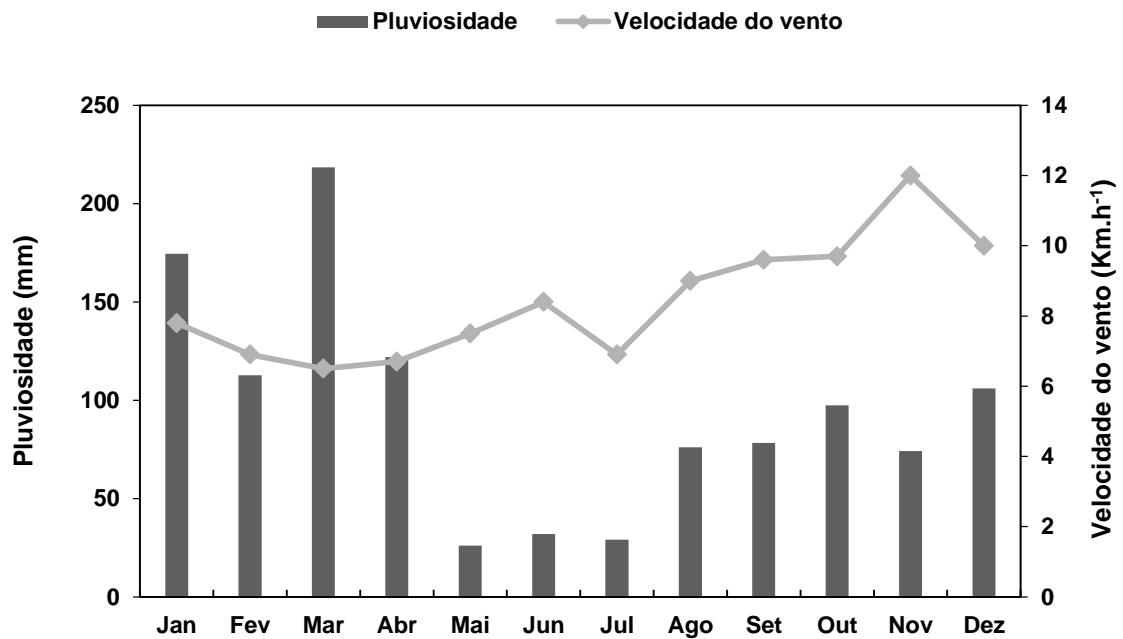
4 RESULTADOS

Os resultados das variáveis abióticas serão apresentados nas subseções a seguir, assim como os dados referentes a comunidade zooplanctônica, como composição taxonômica e o agrupamento funcional

4.1 Variáveis climatológicas (pluviosidade e velocidade do vento; temperatura do ar)

No primeiro quadrimestre de 2008 foi observado a maior pluviosidade (174,5, 112,7, 218,5 e 122 mm). E os menores valores ocorreram nos meses de maio e julho, com 26 e 32 mm (figura 2). A velocidade do vento foi maior no segundo semestre de 2008, e novembro teve a velocidade máxima de 12 km.h⁻¹ (figura 2).

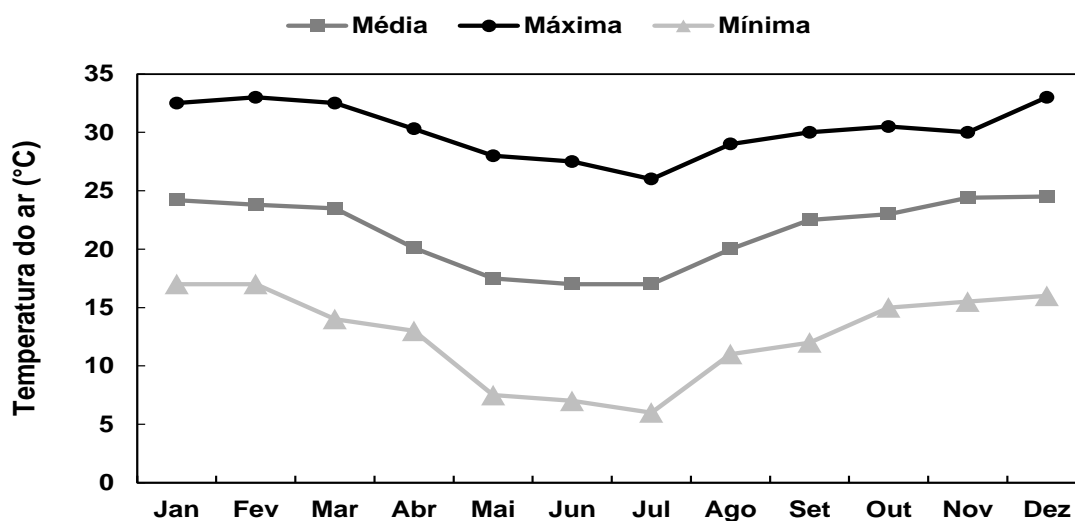
Figura 2- Variação mensal da Velocidade do vento (km.h-1) e da Precipitação pluviométrica (mm) no período de janeiro a dezembro de 2008.



Fonte: INPE (2017).

Os valores máximos, médios e mínimos da temperatura do ar (°C) em 2008 registrados na estação meteorológica de Machado-MG são apresentados em anexo na tabela 2. O primeiro e o último trimestre tiveram temperaturas mais elevadas, com a temperatura máxima de 34,5 °C nos meses de fevereiro e dezembro. Já o segundo e terceiro trimestre tiveram a temperatura do ar mais baixa, com máxima de 30 °C e mínima de 6 °C, nos meses de abril e julho, época mais fria do ano.

Figura 3- Variação da temperatura do ar (°C) na região do reservatório de Furnas, na estação climatológica Machado-MG, no período de janeiro a dezembro de 2008.



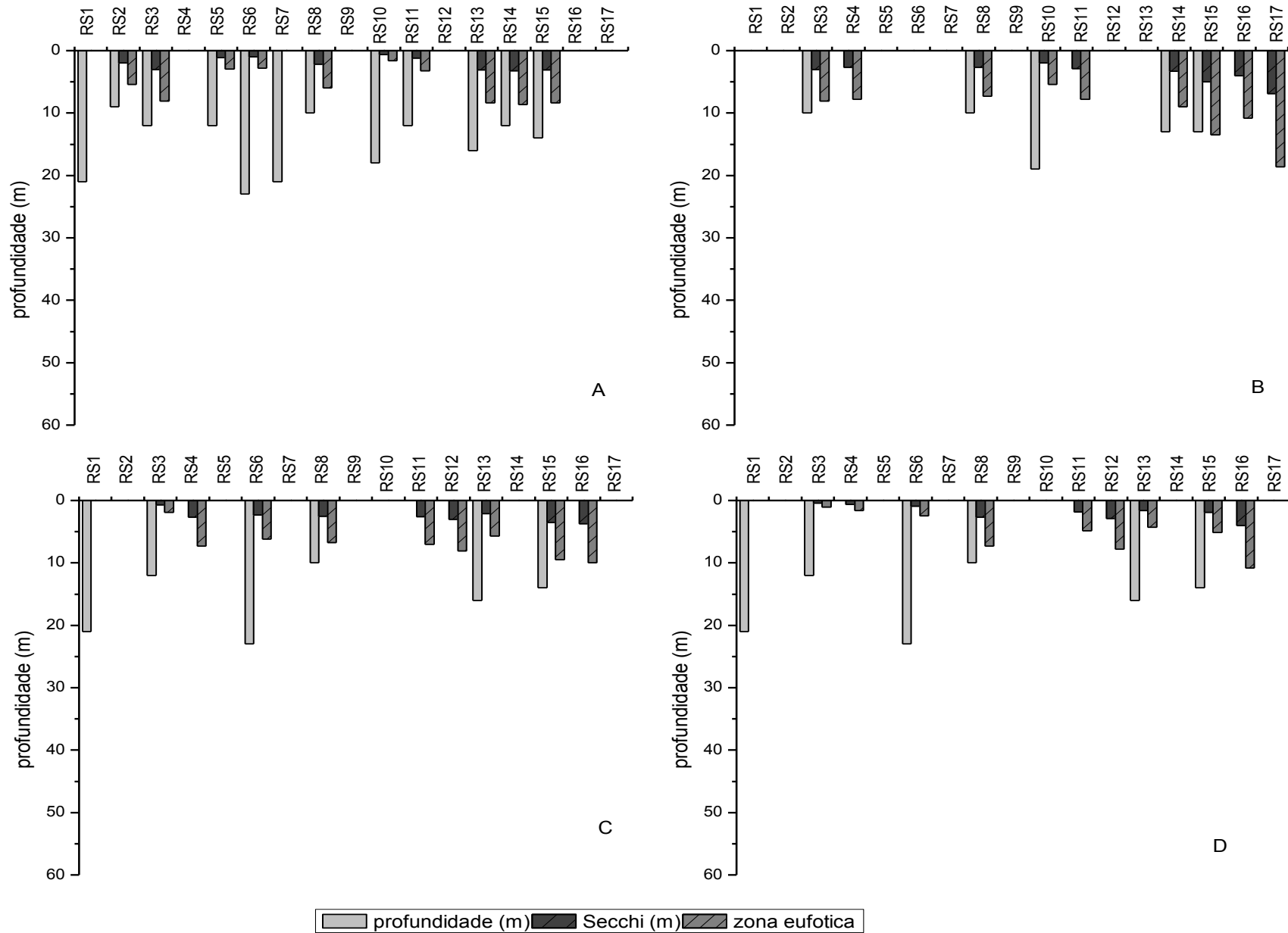
Fonte: INPE (2017).

4.2 Profundidade, transparência da coluna d'água e profundidade da zona eufótica.

A profundidade entre os pontos do reservatório de Furnas variou de 6 a 59 m. Os pontos localizados mais distantes da barragem tiveram menor profundidade, tanto no compartimento do Rio Sapucaí como no do Rio Grande. O ponto localizado na junção do rio Sapucaí e rio Grande (RG2) teve a maior profundidade nos meses de amostragem, com 59 m em março (período chuvoso) (figuras 4).

Os maiores valores da transparência da coluna d'água e consequentemente da zona eufótica ocorreram em junho, período de seca, a máxima foi no ponto RS1 (6,9 m) no compartimento rio Sapucaí. Os valores mais baixos foram em março, período de maior pluviosidade, com mínima de 0,3 m no ponto RG16, no compartimento rio Grande.

Figura 5. Variação da profundidade, transparência e profundidade da zona eufótica (Zeu) (m) da coluna d'água nos pontos analisados no compartimento do Rio Sapucaí no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A- março, B- junho, C- setembro e D- dezembro).



4.3 Concentração de nutrientes

As variações das concentrações de nutrientes foram mais evidentes entre os meses de amostragem do que em relação as variações espaciais e possivelmente estejam relacionadas com os períodos de chuva e estiagem. Independentemente do compartimento os pontos localizados mais distantes da barragem e com influência dos rios tributários e de atividades antrópicas tiveram maiores concentrações de nutrientes. Porém, não foi observado um gradiente entre a barragem e cabeceira do reservatório, exceto na concentração de nitrito em ambos os compartimentos, no mês de março.

Nos dois compartimentos (rio Grande e rio Sapucaí) a concentração de nitrito foi mais elevada em março, fim da estação chuvosa e diferentemente dos outros nutrientes foi possível notar um gradiente entre a barragem e cabeceira do reservatório, em que os pontos mais afastados da barragem, correspondentes a entrada de rios, tiveram as maiores concentrações (figura 6 e 7).

Figura 6. Variação da concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)

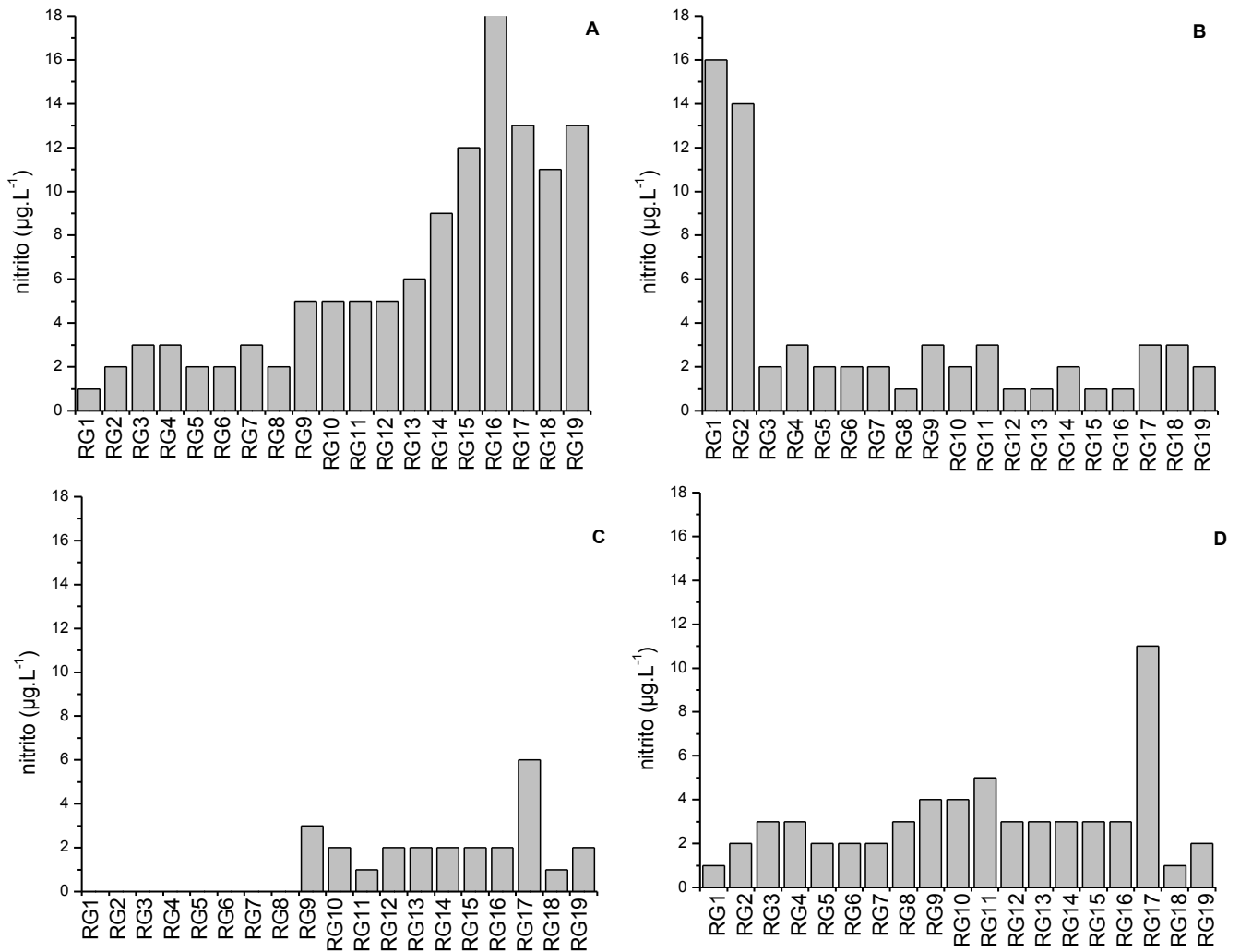
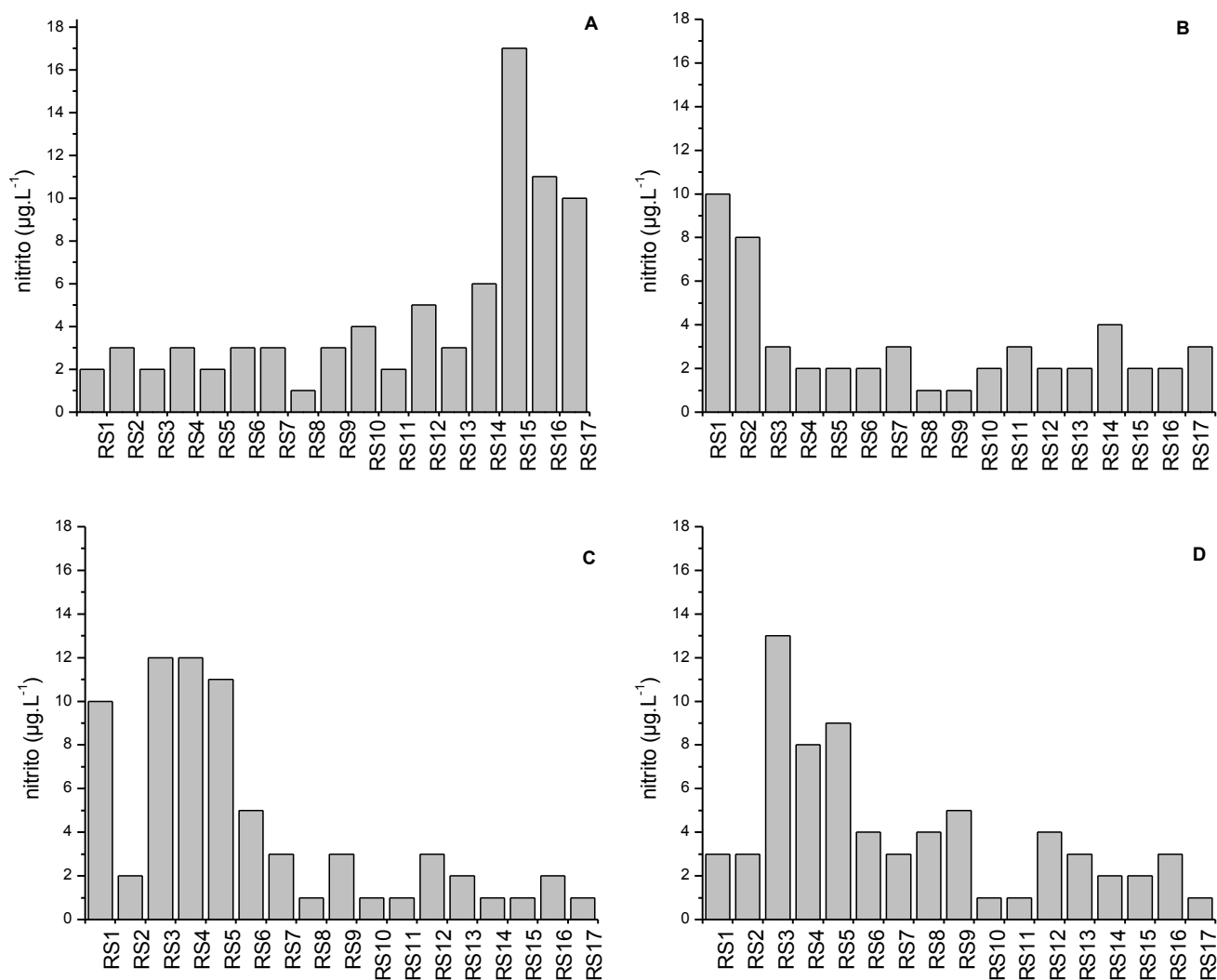


Figura 7. Variação da concentração de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)



As concentrações de nitrato no compartimento do rio Grande não ultrapassaram $225 \mu\text{g.L}^{-1}$ e não foi observado uma tendência de aumento da concentração em direção a cabeceira do rio. Já no compartimento rio Sapucaí ocorreram algumas exceções, principalmente em setembro nos pontos RS4, RS5 e RS6, com concentrações de 450, 415, 372 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Figura 8. Variação da concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)

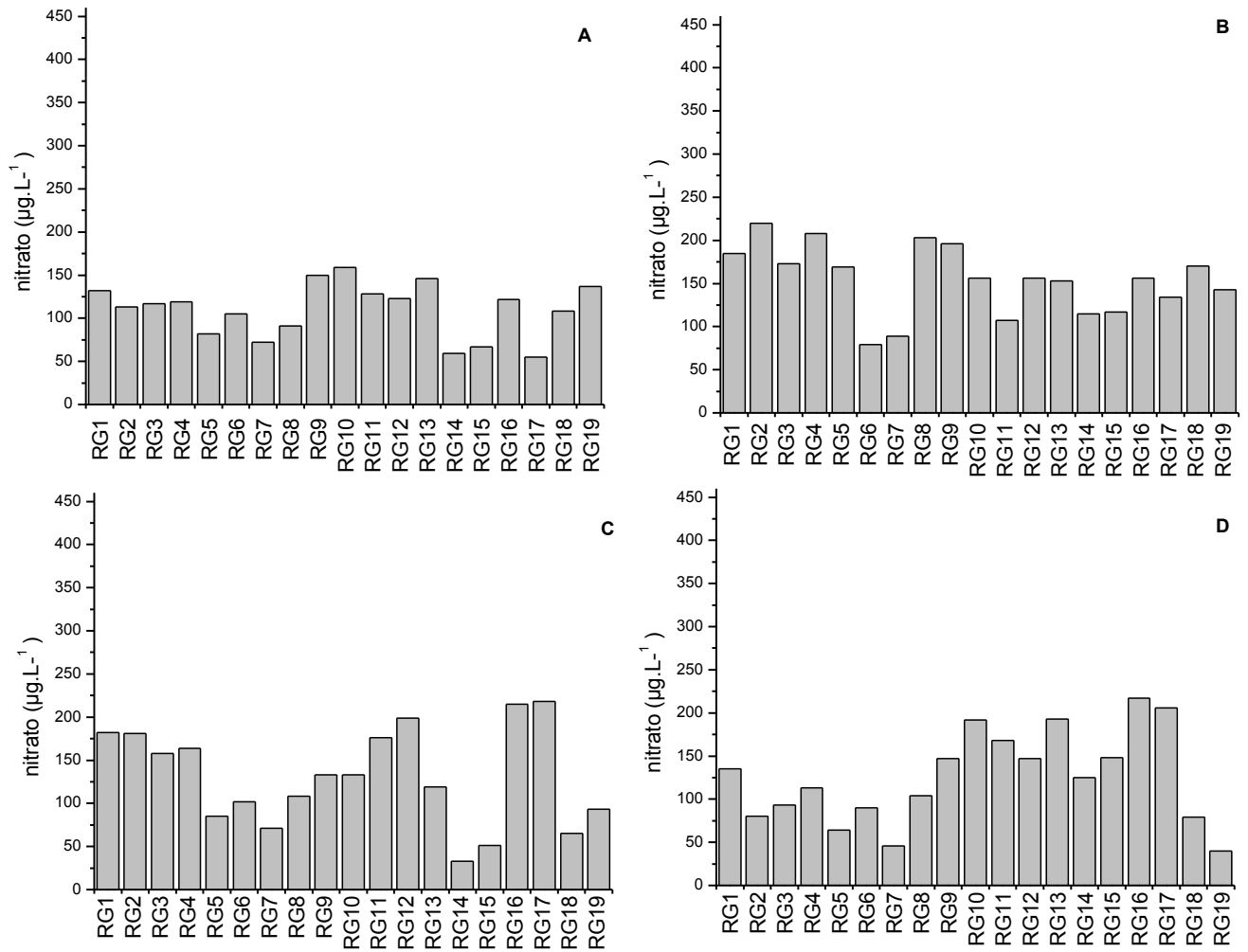
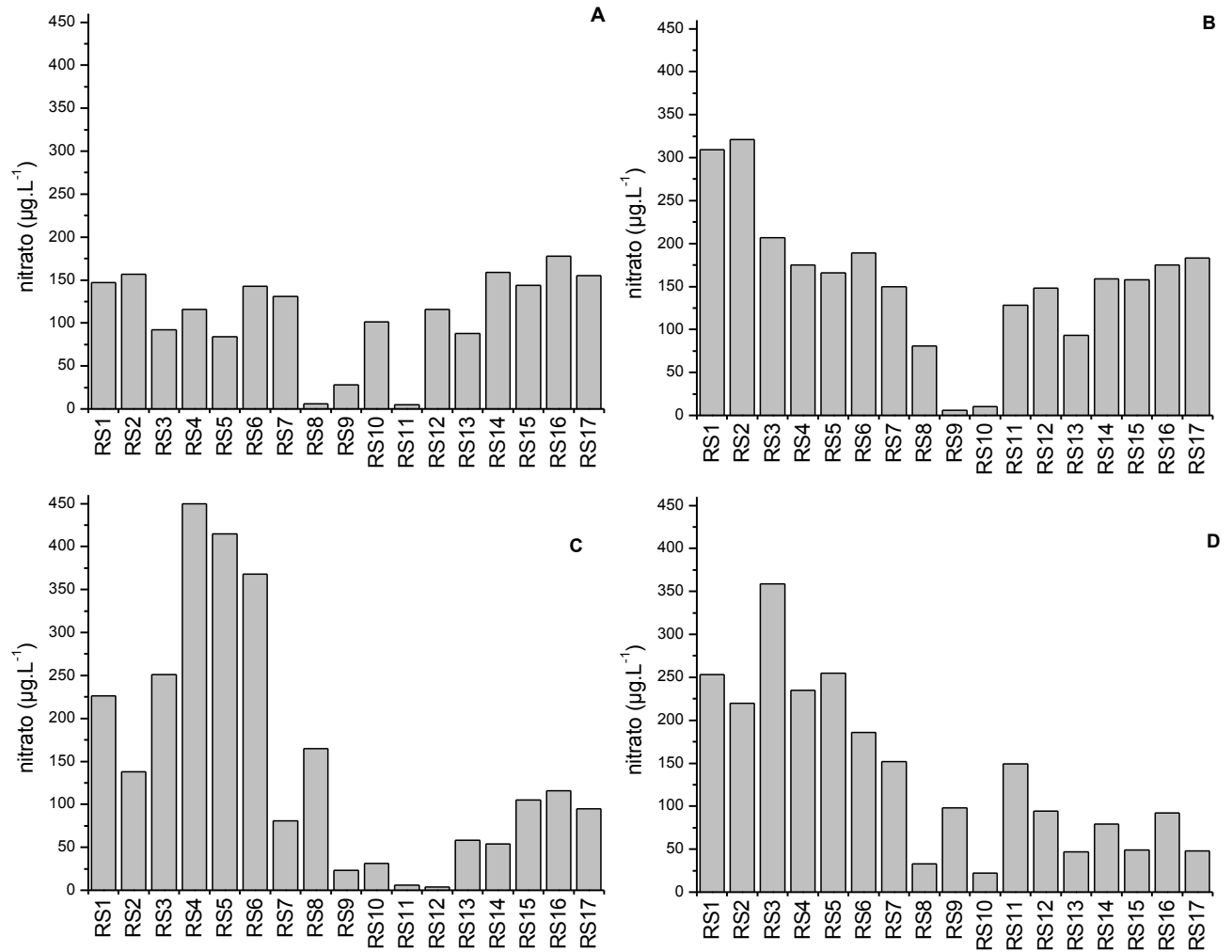


Figura 9. Variação da concentração de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)



Em junho foi observado maior concentração de silicato para ambos os compartimentos, variando entre 3,6 e 6,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no compartimento rio Grande e de 3,3 e 5,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no compartimento rio Sapucaí.

Figura 10. Variação da concentração de silicato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)

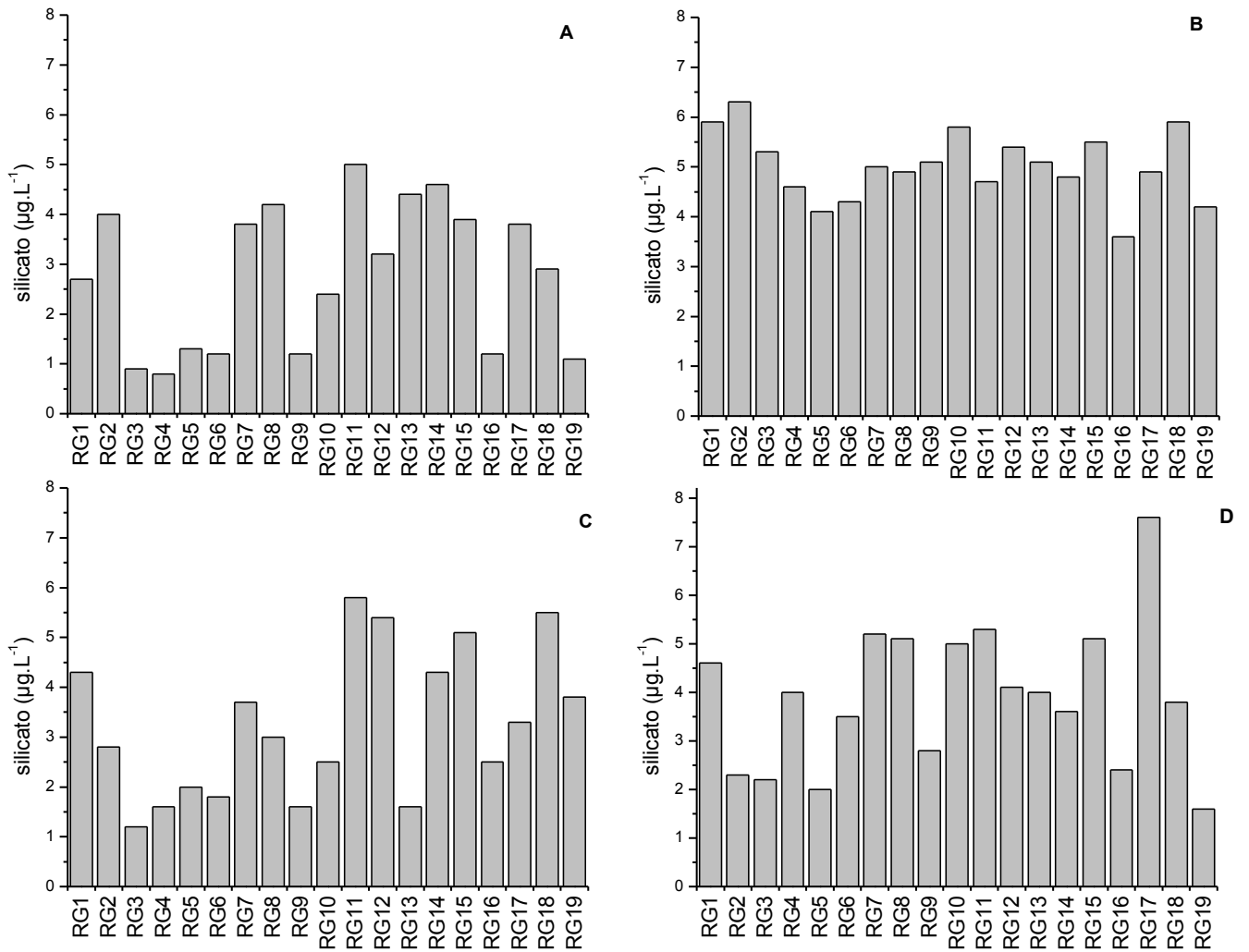
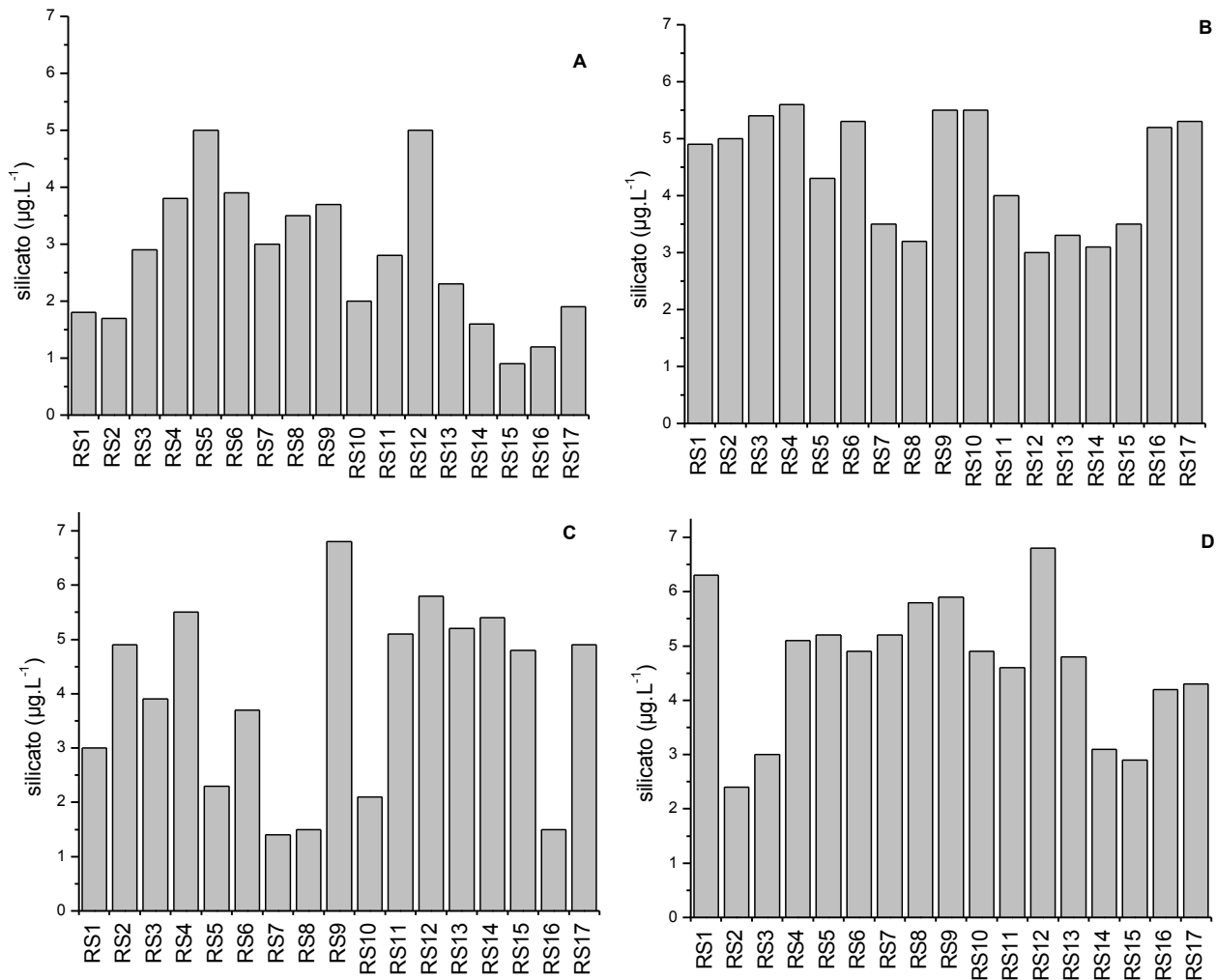


Figura 11. Variação da concentração de silicato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)



Em março foi observado maior concentração de fósforo total para ambos os compartimentos, variando entre 9 e $65 \mu\text{g.L}^{-1}$ no compartimento rio Grande e de 13 a $94 \mu\text{g.L}^{-1}$ no compartimento rio Sapucaí. No entanto no compartimento rio Grande vale destacar o ponto RG14 em junho que teve concentração de $113 \mu\text{g.L}^{-1}$. Já no compartimento rio Sapucaí vale destacar o ponto RS4 em setembro, com concentração de $108 \mu\text{g.L}^{-1}$. Vale ressaltar que a concentração de fósforo total no compartimento rio Sapucaí foi superior à do compartimento rio Grande em todos os meses de amostragem (**figuras 12 e 13**).

Figura 12. Variação da concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)

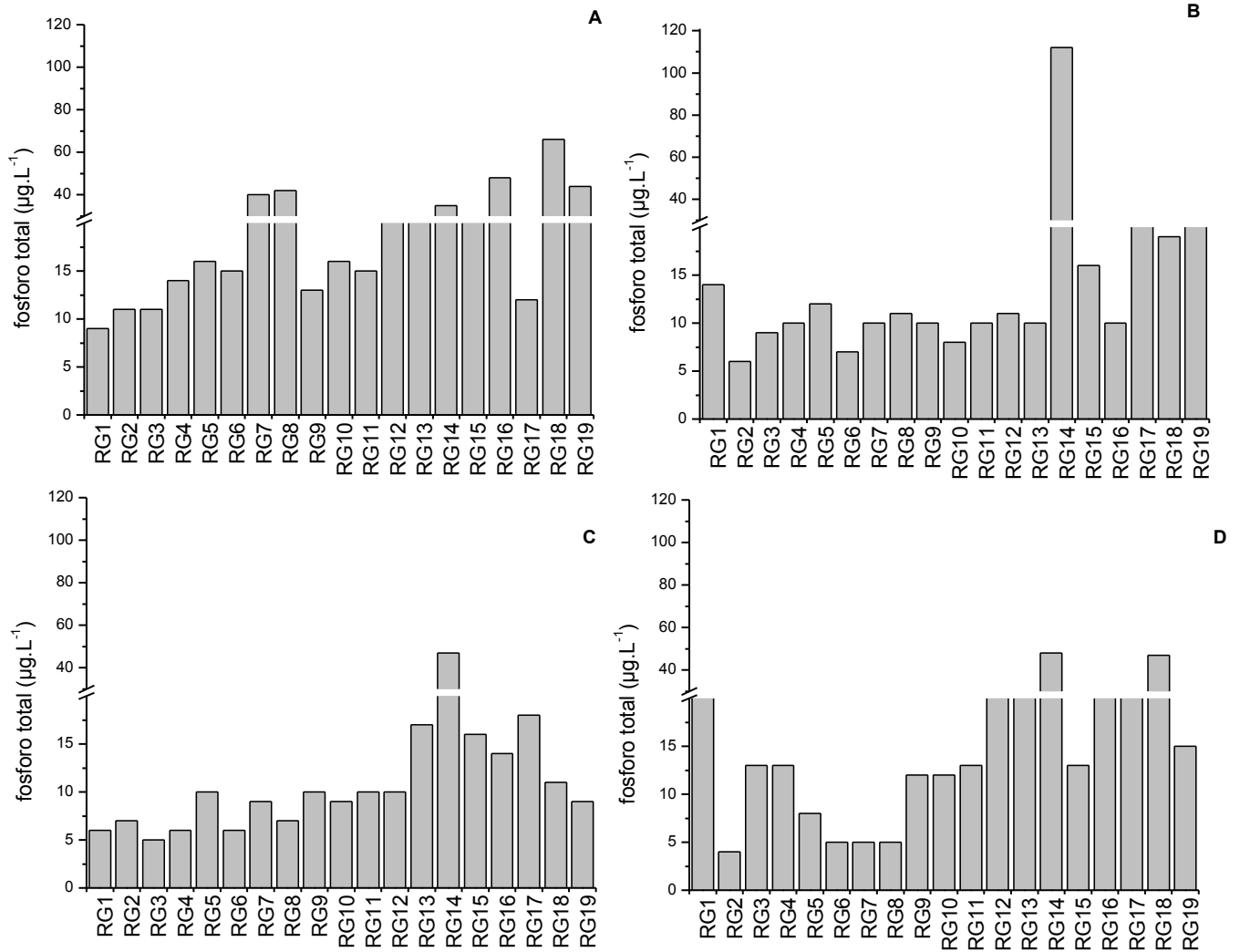
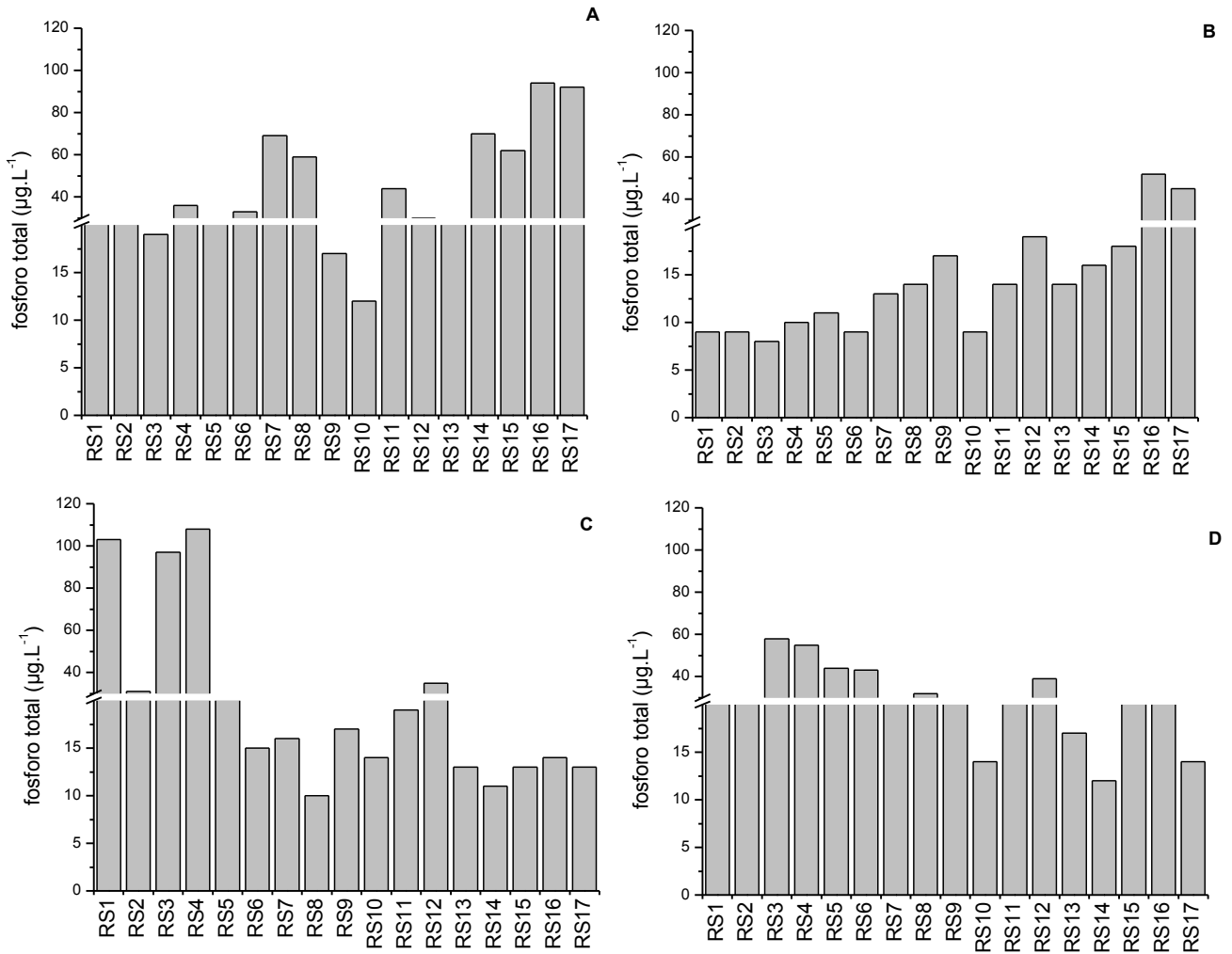


Figura 13. Variação da concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)



No geral as concentrações de ortofosfato foram baixas, variaram entre 2 e 7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, porém com algumas exceções nos dois compartimentos. No compartimento do rio Grande vale destacar o ponto RG14, que em junho foi observado uma concentração de 42 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Já no compartimento do rio Sapucaí vale destacar o ponto RS16, com concentração de 29 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Figura 14. Variação da concentração de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)

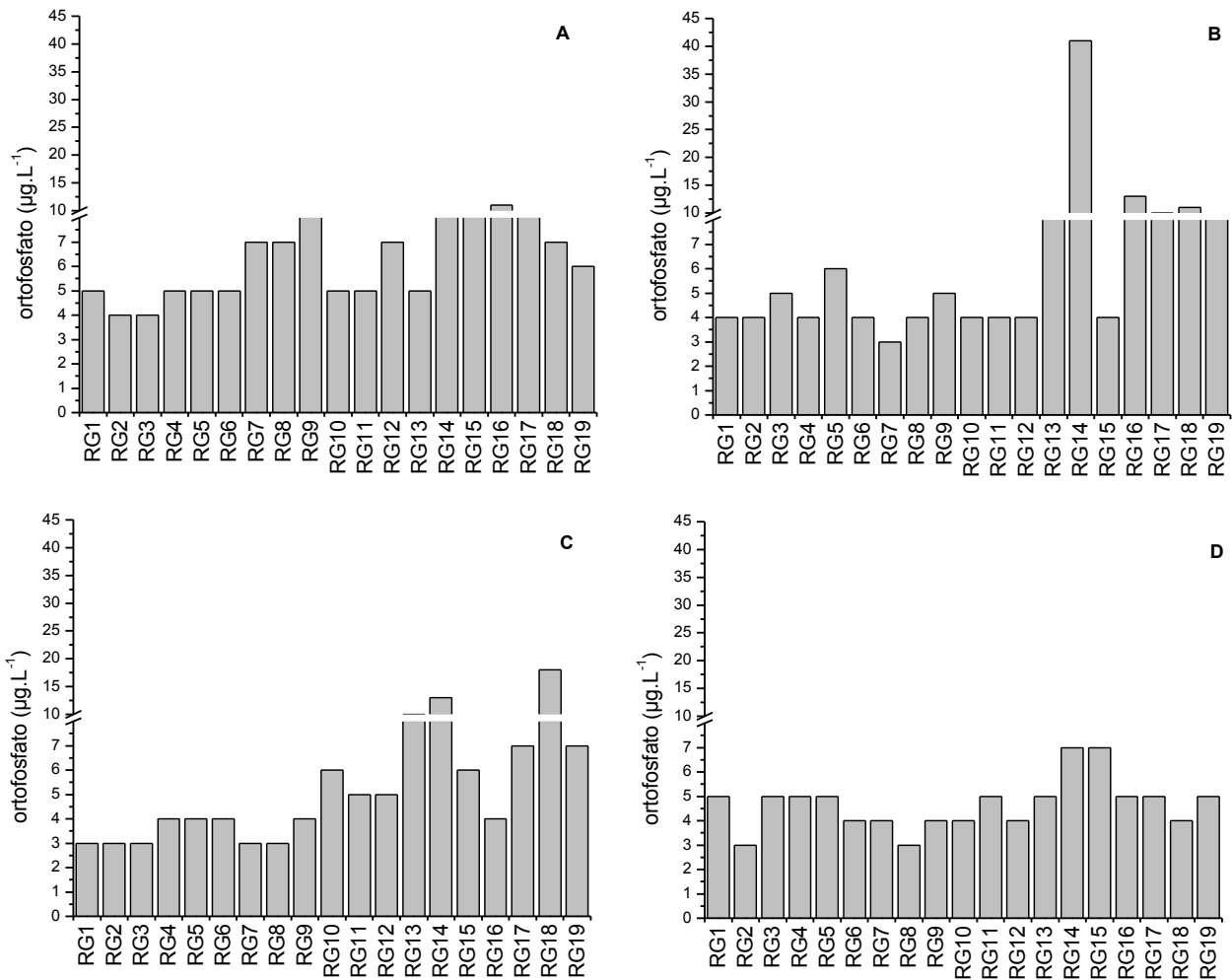
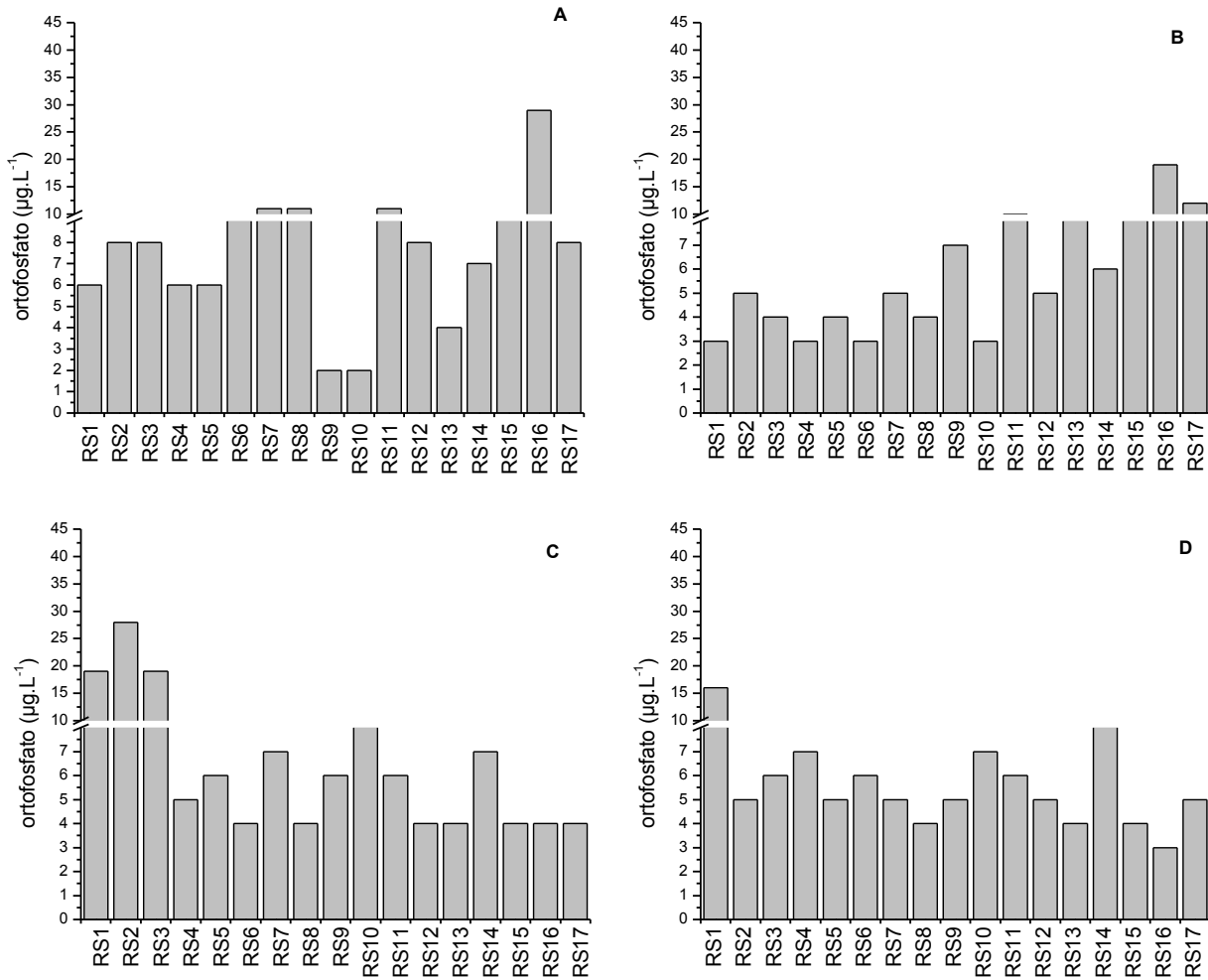


Figura 15. Variação da concentração de ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)



Variáveis bióticas

Os resultados da concentração de clorofila *a*, índice de estado trófico e comunidade zooplancônica (composição taxonômica e o agrupamento funcional dos organismos identificados) serão apresentados nas subseções a seguir.

4.3.1 Clorofila *a*

No geral as concentrações de clorofila *a* nos pontos amostrados em ambos os compartimentos foram baixas, variaram entre 0,15 e 5,29 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com algumas exceções. No

compartimento do rio Grande, destacou-se o ponto RG14 com concentrações de clorofila *a* acima da média em todos os meses de amostragem, em junho por exemplo a concentração foi de 174 $\mu\text{g.L}^{-1}$. No compartimento do rio Sapucaí vale destacar o ponto RS6 com concentração de 33,64 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (figura 16 e 17).

Figura 16. Variação da concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)

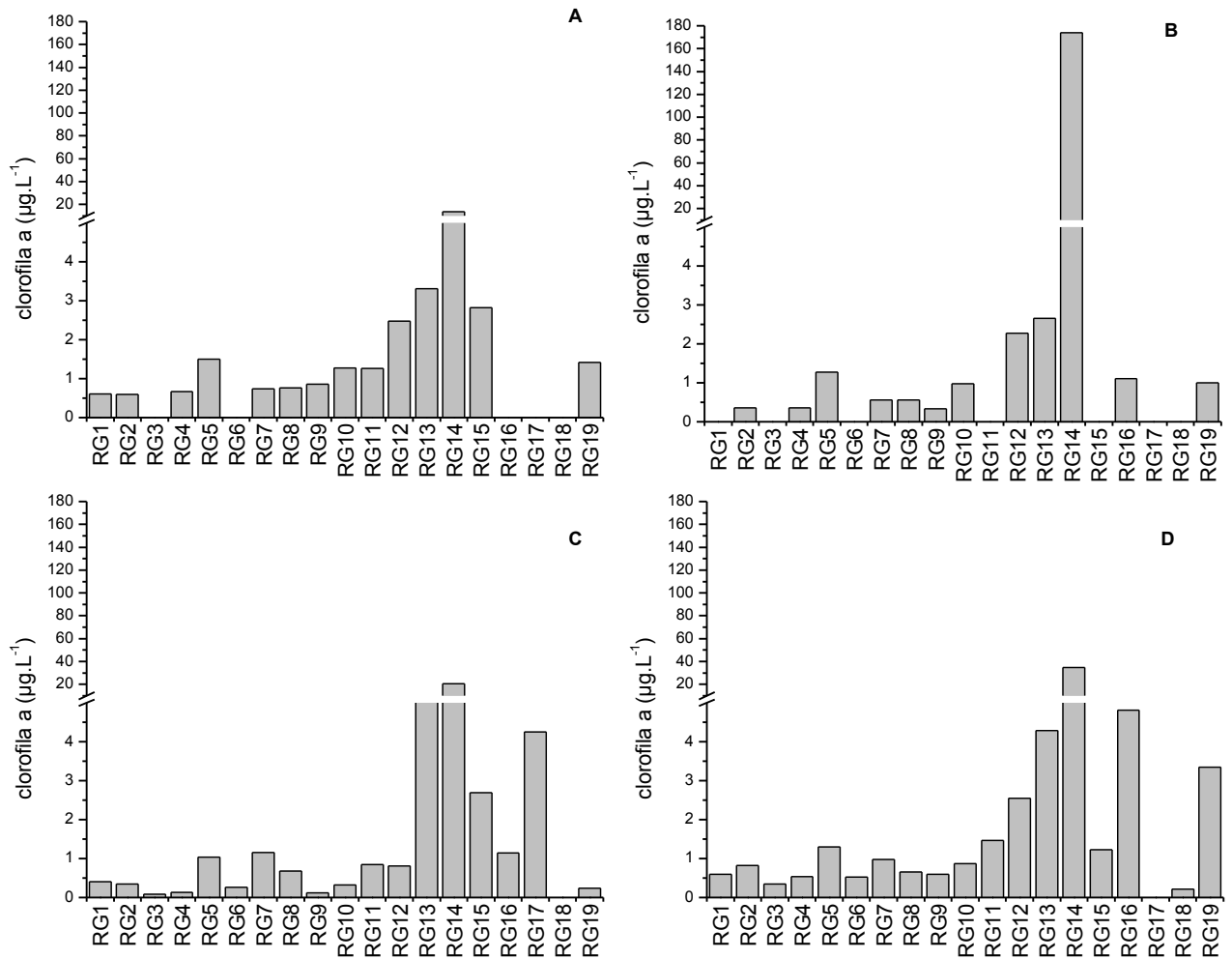
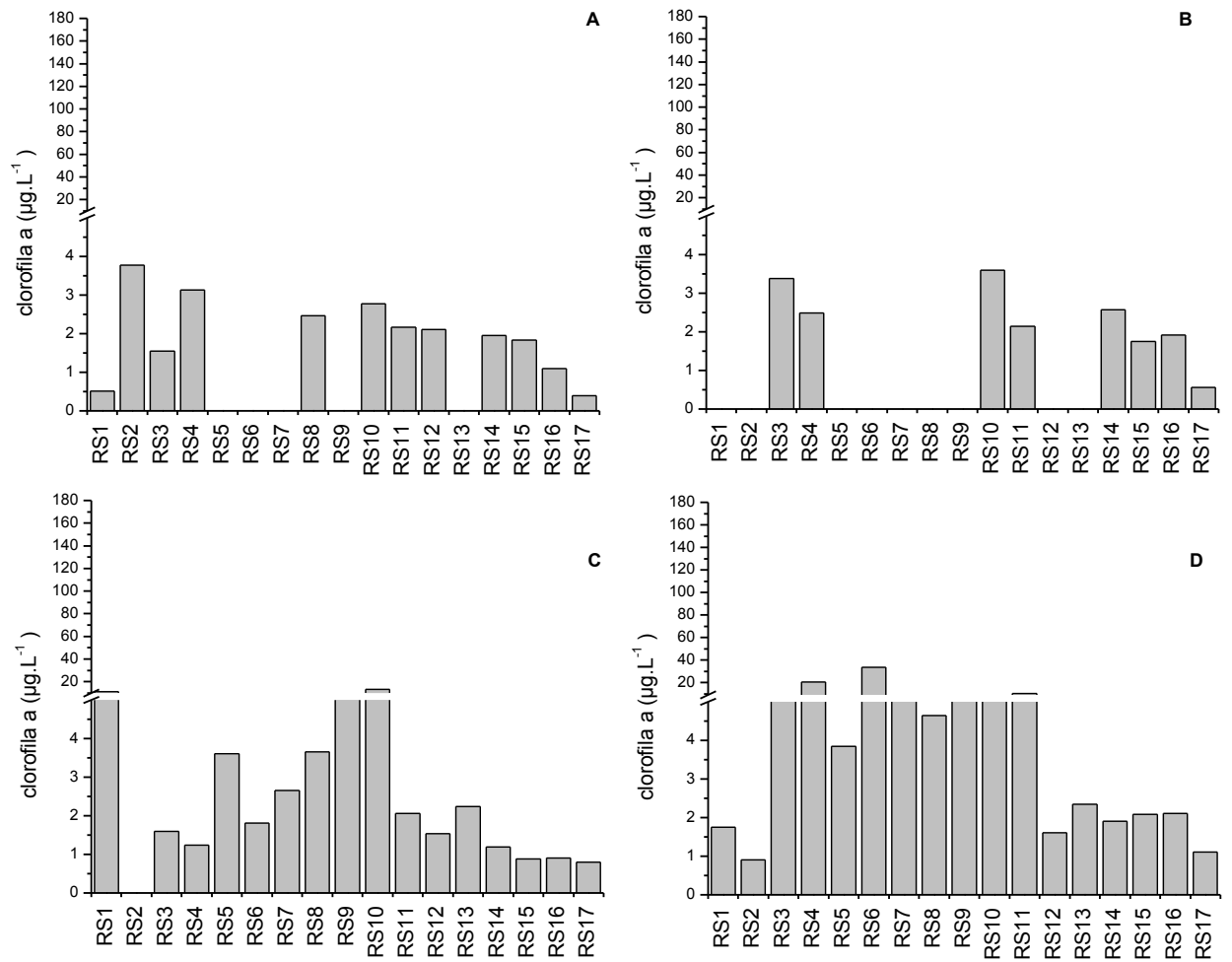


Figura 17. Variação da concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C- setembro e D- dezembro)



4.3.2 Índice de Estado Trófico (IET)

No compartimento do rio Grande notou-se uma leve tendência do aumento do IET a medida que os pontos de amostragem se distanciavam da barragem. Vale destacar o ponto RG14 que em março foi classificado como oligotrófico e posteriormente com o aumento do IET foi classificado como eutrófico nos meses restantes, com valor máximo de IET= 74 em junho.

Ao comparar pontos dos dois compartimentos localizados próximos a barragem observou-se que os pontos do compartimento rio Sapucaí possuem valores de IET mais elevados que os pontos do compartimento do rio Grande. Também foi possível notar que em dezembro os valores de IET aumentaram no compartimento do rio Sapucaí, classificando a maioria dos pontos como mesotrófico, com exceção dos pontos RS3 e RS4 que em setembro eram eutróficos e em dezembro foram classificados como mesótrofos.

Figura 18. Variação do Índice de estado trófico (IET) nos pontos analisados no compartimento rio Grande do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro, eutr= eutrófico, meso= mesotrófico e oligo= oligotrófico)

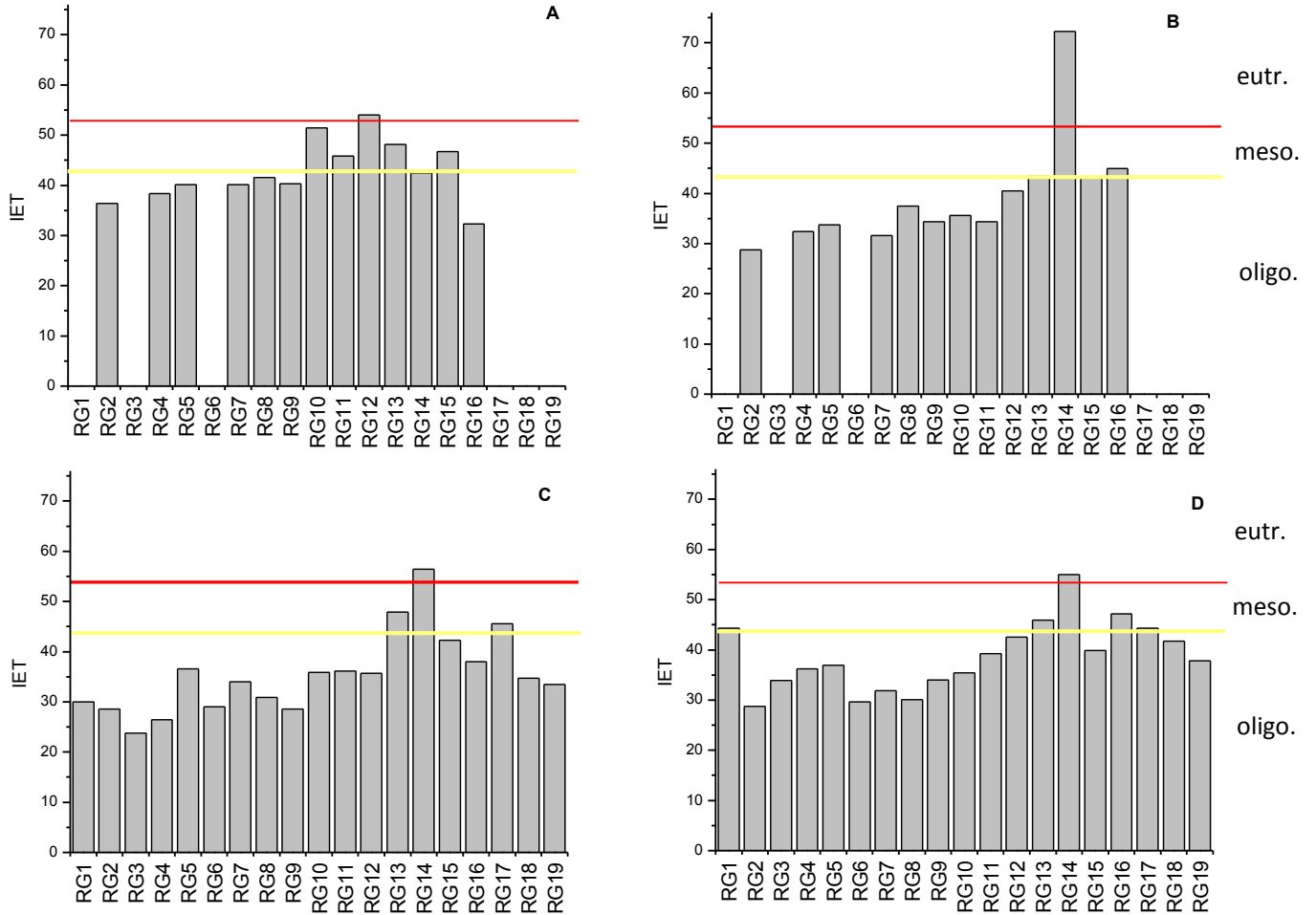
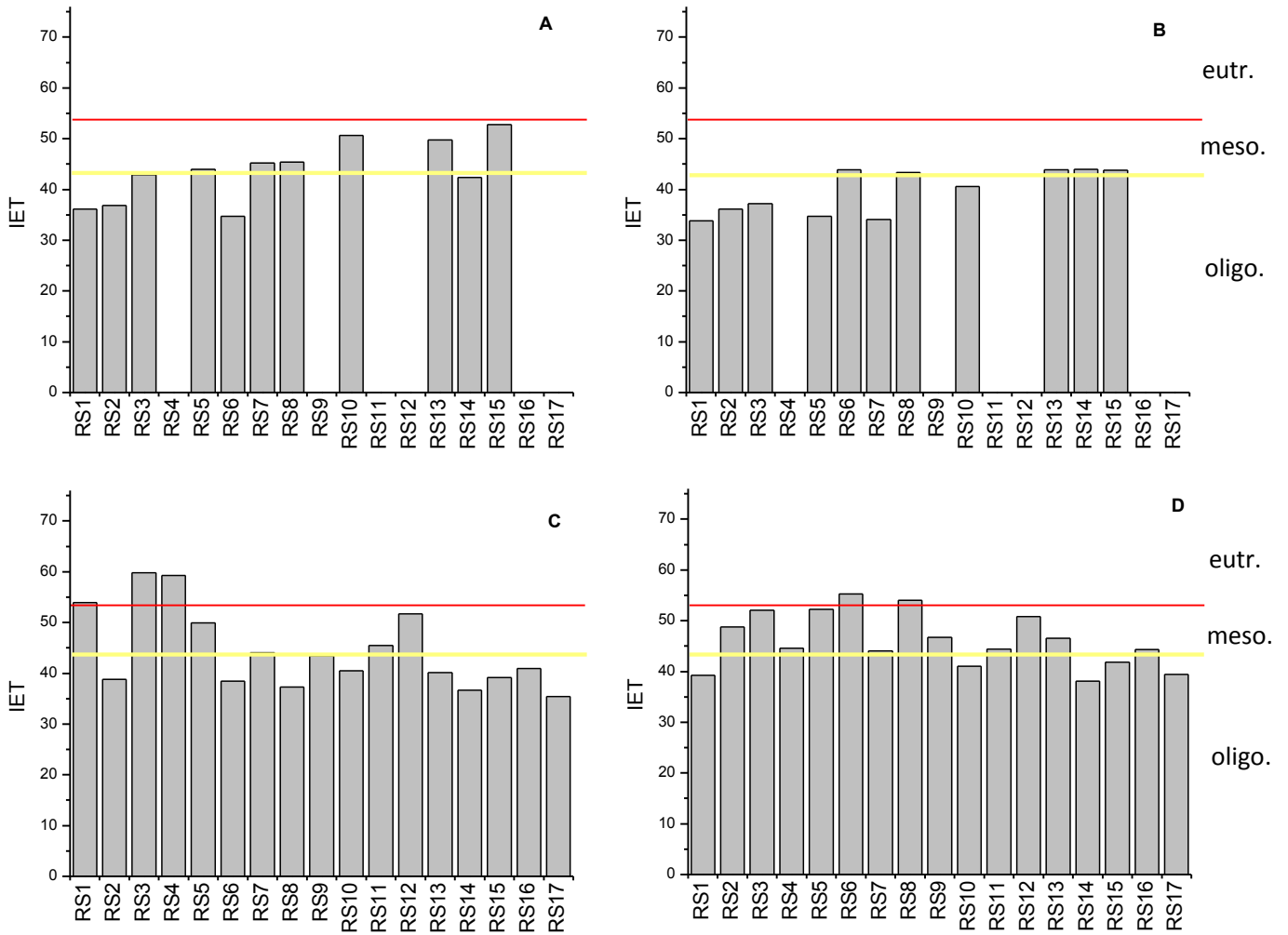


Figura 19. Variação do Índice de estado trófico (IET) nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí do reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro, eutr.= eutrófico, meso= mesotrófico e oligo= oligotrófico)



4.3.3 Comunidade zooplanctônica

Considerando os pontos amostrados nos dois compartimentos do reservatório da UHE de Furnas foram identificados 74 táxons, com 40 de representantes dos Rotifera, 25 dos Cladocera e 9 táxons dos Copepoda.

Outros grupos também foram encontrados, como os protozoários (sp, *Arcella Centropyxis* sp e Vorticellidae), dinoflagelados (*Ceratium furcoides*, uma alga invasora nos reservatórios tropicais), larvas de inseto, (*Chaoborus* sp e Chironomidae), além do microcrustáceo Ostracoda.

Os 40 táxons do Filo Rotifera (Tabela 11) foram distribuídos em 13 famílias, além da Ordem Bdelloidea. A família Brachionidae teve maior riqueza de táxons (13), seguida pelas famílias Lecanidae com seis táxons e Trichocercidae, Conochilidae, Gastropodidae e Synchaetidae com três táxons; as famílias Flosculariidae, Filinidae por dois, e as demais famílias Collotheceidae, Hexarthridae, Asplanchnidae, Euchlanidae, Testudinellidae, foram representadas apenas por uma espécie.

Tabela 2- Composição taxonômica do Filo Rotifera registrada nos 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008.

Phylum: Rotifera

Classe: Digononta

Ordem: Bdelloidea

Classe: Monogononta

Ordem: Collothecacea

Família: Collothecidae

Collothea sp.

Ordem: Flosculariacea

Família: Conochilidae

Conochilus coenobasis (Skorikov, 1914)

Conochilus natans (Seligo, 1990)

Conochilus unicornis (Rousselet, 1892)

Família: Filinidae

Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)

Filinia opoliensis (Zacarias, 1898)

Família: Flosculariidae

Ptygura libera Myers, 1934

Sinantherina sp

Família: Hexarthridae

Hexarthra intermedia (Weiszniewski, 1929)

Família: Testudinellidae

Testudinella patina (Hermann, 1783)

Ordem: Ploimida

Família: Asplanchnidae

Asplanchna sieboldi (Leydig, 1854)

Família: Brachionidae

Brachionus angularis Gosse, 1851

Brachionus calyciflorus (Pallas, 1766)

Brachionus dolabratus Haring, 1915

Brachionus falcatus (Zacarias, 1898)

Brachionus mirus (Daday, 1905)

Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)

Keratella americana (Carlin, 1943)

Keratella cochlearis (Gosse, 1851)

Keratella lenzi (Hauer, 1953)

Keratella tropica (Apstein, 1907)

Plationus macracanthus (Daday, 1905)

Plationus patulus (Müller, 1953)

Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)

Família: Euchlanidae

Euchlanis dilatata Ehrenber, 1832

Família: Gastropodidae

Ascomorpha ecaudis Perty, 1850

Ascomorpha ovalis (Bergendal, 1892)

Ascomorpha tundisii Segers & Dumont, 1995

Tabela 2- Composição taxonômica do Filo Rotifera registrada nos 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008. (continuação)

Família: Lecanidae
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)
<i>Lecane elegans</i> Harring, 1914
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)
<i>Lecane lunaris</i>
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956
Família: Synchaetidae
<i>Polyarthra Vulgaris</i> Carlin, 1943
<i>Pleosoma truncatum</i> (Levander, 1894)
<i>Synchaeta jollyae</i> Shiel & Koste, 1993
Família: Trichocercidae
<i>Trichocerca</i> sp.
<i>Trichocerca chattoni</i> (de Beauchamp, 1907)
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1983)

Foram identificados 25 táxons de Cladocera (Tabela 12), distribuídos em sete famílias com a família Chydoridae representada pelo maior número de táxons (9), seguida de Daphnidae, Bosminidae, Sididae (4) e Moinidae, Macrothricidae e Ilyocryptidae (1).

Tabela 3- Composição taxonômica da Ordem Cladocera em 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008.

Phylum: Arthropoda
 Subphylum: Crustacea
 Classe: Branchiopoda
 Ordem: Cladocera
 Família: Bosminidae
Bosmina cf longirostris (O. F. Müller, 1785)
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904
Bosmina tubicen Brehm, 1953
Bosminopsis deitersi Richard, 1895
Família: Chydoridae
Alona intermedia Sars, 1862
Alona margipluma Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos 2015
Alona ossiani Sinev, 1998
Anthalona verrucosa Sars, 1901
Alona yara Sinev & Elmoor-Loureiro 2010
Chydorus eurynotus
Chydorus pubescens Sars, 1901
Leydigia striata Berabén, 1939
Ovalona kaingang - Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015
 Família Daphnidae
Ceriodaphnia cornuta cornuta Sars, 1886
Ceriodaphnia cornuta righaudi Sars, 1886
Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902
Daphnia gessneri Herbst, 1967
Daphnia ambigua
Simocephalus serrulatus, (Koch, 1841)
 Família Ilyocryptidae
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882
 Família Macrothricidae
Macrothrix sp.
 Família Moinidae
Moina minuta Hansen, 1899
Família Sididae
Diaphanosoma birgei Korineck, 1981
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901
Diaphanosoma fluviatile Hansen 1899
Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1967

Foram registradas três ordens de Copepoda (Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida). Da ordem Calanoida foram identificadas cinco espécies da família Diaptomidae e da ordem Cyclopoida foram identificadas quatro espécies da família Cyclopoidae (tabela 13).

Tabela 4- Composição taxonômica da Ordem Copepoda em 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas, MG, em março, junho, setembro e dezembro de 2008.

Phylum: Arthropoda

Subphylum: Crustacea

Classe: Copepoda

Ordem: Calanoida

Família: Diaptomidae

Argyrodiaptomus furcatus (Wright, 1935)

Notodiaptomus deitersi (Poppe, 1891)

Notodiaptomus henseni Dahl, 1894

Notodiaptomus iheringi (Wright, 1935)

Notodiaptomus spinuliferus Dussart & Matsumura-Tundisi, 1986

Ordem: Cyclopoida

Família: Cyclopidae

Mesocyclops meridianus (Kiefer, 1926)

Mesocyclops ogunnus Onabamiro, 1957

Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929)

Thermocyclops minutus (Lowndes, 1934).

Ordem: Harpacticoida

4.3.4 Ocorrência das espécies e Índice de Constância de Dajoz

Durante o período de estudo notou-se que apenas oito táxons de Rotifera foram constantes no reservatório da UHE de Furnas: *Collotheca* sp., *Conochilus unicornis*, *Hexarthra intermedia*, *Keratella cochlearis*, *Keratella americana*, *Kellicottia bostoniensis*, *Polyarthra* sp e *Sinanotherina* sp. Dentre estas, *C. unicornis* e *K. cochlearis* destacaram-se com ocorrência em 95 e 80 % das amostras. *Ascomorpha ecaudis*, *Ascomorpha ovalis*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus mirus*, *Conochillus coenobasis*, *Filinia longiseta* e *Keratella lenzi* foram acessórias, ou seja, que ocorreram entre 25% e 50% das amostras. As espécies classificadas como acidentais (ocorrência menor que 25% das amostras) foram: *Anuraeopsis* sp, *Ascomorpha tundisii*, *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus dolabratus*, *Conochillus natans*, *Euchlanis dilatata*, *Keratella tropica*, *Lecane leontina*, *Lecane bulla*, *Lecane curvicornis*, *Lecane lunaris*, *Lecane proiecta*, *Plationus patulus* e *Plationus macracanthus*.

Entre as espécies de Cladocera que ocorreram mais de 50% das amostras, classificadas como constantes estão: *Bosmina longirostris*, *Bosmina hagdmani*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta*, *Ceriodaphnia cornuta righaudi*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Daphnia gessneri*,

Diaphanosoma spinulosum e *Moina minuta*. As espécies *Bosmina tubicen*, *Bosminopsis deitersi*, *Diaphanosoma birgei*, *Diaphanosoma brevireme* e *Simocephalus serrulatus* foram classificadas como acessórias com ocorrência entre 25 e 50% das amostras. As demais espécies foram classificadas como acidentais, ou seja, ocorreram em menos de 25% das amostras, entre elas as espécies da família Chydoridae e *Daphnia ambigua*, *Diaphanosoma fluviatile* e *Ilyocryptus spinifer*.

Entre as espécies identificadas de Copepoda, foram constantes *Thermocyclops decipiens*, *Thermocyclops minutus* e *Notodiaptomus deitersi*. As formas de copepoditos e nauplios de Calanoida e Cyclopoida também foram classificadas como constantes. *Notodiaptomus spinuliferus* e *Notodiaptomus iheringi* ocorreram 28 e 38% das amostras, portanto classificadas como acessórias. Já as espécies acidentais, que ocorreram menos que 25% das amostras foram: *Mesocyclops ogunnus*, *Notodiaptomus henseni* e *Argyrodiaptomus furcatus*.

Tabela 5- Táxons presentes na comunidade zooplanctônica, suas frequências de ocorrência (%) e classificação no reservatório da UHE de Furnas, em 2008

	Frequência (%)	Classificação
Rotifera		
<i>Anuraeopsis sp.</i>	2	Acidental
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	25	Acessória
<i>Ascomorpha ovalis</i>	49	Acessória
<i>Ascomorpha tundisii</i>	17	Acidental
<i>Asplanchna sieboldi</i>	18	Acidental
<i>Brachionus angularis</i>	1	Acidental
<i>Brachionus calyciflorus</i>	12	Acidental
<i>Brachionus dolabratus</i>	7	Acidental
<i>Brachionus falcatus</i>	48	Acessória
<i>Brachionus mirus</i>	37	Acessória
<i>Collotheca sp.</i>	77	Constante
<i>Conochillus coenobasis</i>	33	Acessória
<i>Conochillus natans</i>	3	Acidental
<i>Conochilus unicornis</i>	95	Constante
<i>Euchlanis dilatata</i>	23	Acidental
<i>Filinia longiseta</i>	40	Acessória
<i>Filinia opoliensis</i>	42	Acessória
<i>Hexarthra intermedia</i>	51	Constante
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	72	Constante
<i>Keratella americana</i>	71	Constante
<i>Keratella cochlearis</i>	80	Constante
<i>Keratella lenzi</i>	32	Acessória
<i>Keratella tropica</i>	22	Acidental
<i>Lecane leontina</i>	1	Acidental
<i>Lecane bulla</i>	1	Acidental
<i>Lecane elegans</i>	1	Acidental
<i>Lecane lunares</i>	1	Acidental
<i>Lecane proiecta</i>	18	Acidental
<i>Lecane curvicornis</i>	1	Acidental
<i>Plationus macracanthus</i>	1	Acidental
<i>Plationus patulus</i>	12	Acidental
<i>Platyias quadricornis</i>	1	Acidental
<i>Ploesoma truncatum</i>	1	Acidental
<i>Polyarthra sp.</i>	58	Constante
<i>Ptygura libera</i>	43	Acidental
<i>Sinatherina sp.</i>	58	Constante
<i>Sinchaeta sp.</i>	22	Acidental
<i>Testudinela sp.</i>	3	Acidental

Tabela 5- Táxons presentes na comunidade zooplanctônica, suas frequências de ocorrência (%) e classificação no reservatório da UHE de Furnas, em 2008. (Continuação)

	Frequência (%)	Classificação
<i>Trichocerca</i> sp.	3	Acidental
<i>Trichocerca chattoni</i>	77	Constante
<i>Trichocerca similis grandis</i>	18	Acidental
Bdelloidea	22	Acidental
Cladocera		
<i>Alona intermedia</i>	1	Acidental
<i>Alona ossiani</i>	1	Acidental
<i>Alona margipluma</i>	1	Acidental
<i>Alona yara</i>	1	Acidental
<i>Anthalona verrucosa</i>	1	Acidental
<i>Bosmina tubicen</i>	43	Acessória
<i>Bosmina longirostris</i>	92	Constante
<i>Bosmina hagmani</i>	92	Constante
<i>Bosminopsis deitersi</i>	48	Acessória
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	87	Constante
<i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i>	90	Constante
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	96	Constante
<i>Chydorus eurynotus</i>	1	Acidental
<i>Chydorus pubescens</i>	3	Acidental
<i>Daphnia ambígua</i>	3	Acidental
<i>Daphnia gessneri</i>	92	Constante
<i>Diaphanosoma birgei</i>	39	Acessória
<i>Diaphanosoma brevирreme</i>	22	Acidental
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	18	Acidental
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	92	Constante
<i>Macrothrix</i> sp.	5	Acidental
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	3	Acidental
<i>Leydigia cf. striata</i>	1	Acidental
<i>Moina minuta</i>	92	Constante
<i>Ovalona kaingang</i>	1	Acidental
<i>Simocephalus serrulatus</i>	32	Acessória
Copepoda		
Náuplios Calanoida	77	Constante
Náuplios Cyclopoida	96	Constante
Copepodito Calanoida	92	Constante
Copepodito Cyclopoida	98	Constante
<i>Thermocyclops decipiens</i>	78	Constante
<i>Thermocyclops minutus</i>	83	Constante
<i>Mesocyclops meridianus</i>	1	Acidental
<i>Mesocyclops ogunnus</i>	22	Acidental
<i>Notodiatomus spinuliferus</i>	28	Acessória
<i>Notodiatomus henseni</i>	3	Acidental

Tabela 5- Táxons presentes na comunidade zooplanctônica, suas frequências de ocorrência (%) e classificação no reservatório da UHE de Furnas, em 2008. (Continuação)

	Frequência (%)	Classificação
<i>Notodiaptomus deitersi</i>	81	Constante
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	38	Acessória
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>	18	Acidental

4.3.5 Densidade numérica dos organismos zooplanctônicos

A densidade numérica dos organismos zooplanctônicos foi maior na porção intermediária e nos pontos mais próximos da cabeceira do reservatório, com tendência de diminuição em direção à barragem. Em relação à variação temporal foi observado que as menores densidades ocorreram em junho e as maiores em dezembro. Porém, o maior valor observado foi em setembro, com 69000 ind.m⁻³ no compartimento do rio Sapucaí no ponto RS15, devido a alta representatividade das formas juvenis de copépodes.

Durante o período de amostragem, na maioria dos pontos os copépodes foram os mais representativos, seguidos dos rotíferos e dos cladóceros. As altas densidades dos copépodes se devem à elevada abundância das fases de náuplios e copepoditos. Em setembro por exemplo a densidade de náuplio Cyclopoida alcançou 40990 ind.m⁻³ no compartimento do rio Sapucaí no ponto RS15 (figura 21).

Os rotíferos também foram significativos quantitativamente. Nos meses de março e junho a alta densidade deste grupo foi devido ao aumento da abundância de *A. ecaudis* e *K. bostoniensis*, já em setembro e dezembro a alta densidade é em razão do aumento da densidade das espécies *C. unicornis*, *K. cochlearis*, *K. americana* e *Sinantherina* sp.

Os cladóceros, que embora fossem quantitativamente menos significativos do que os copepódes e os rotíferos, em junho tiveram a maior densidade nos pontos RG8 (compartimento do rio Grande) e RS3 (compartimento do rio Sapucaí), relacionada com o aumento da abundância de *D. gessneri*, *C. silvestrii* e *D. spinulosum*. Em dezembro nos pontos RG15 (compartimento do rio Grande) e RS7 (compartimento do rio Sapucaí) os cladoceros também tiveram a maior densidade, desta vez relacionada com maior abundância de *Bosmina hagmani*, *D. spinulosum* e *M. minuta* (figuras 20 e 21)

Figura 20. Variação da densidade numérica dos Cladocera, Rotifera e Copepoda nos pontos analisados no compartimento rio Grande. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)

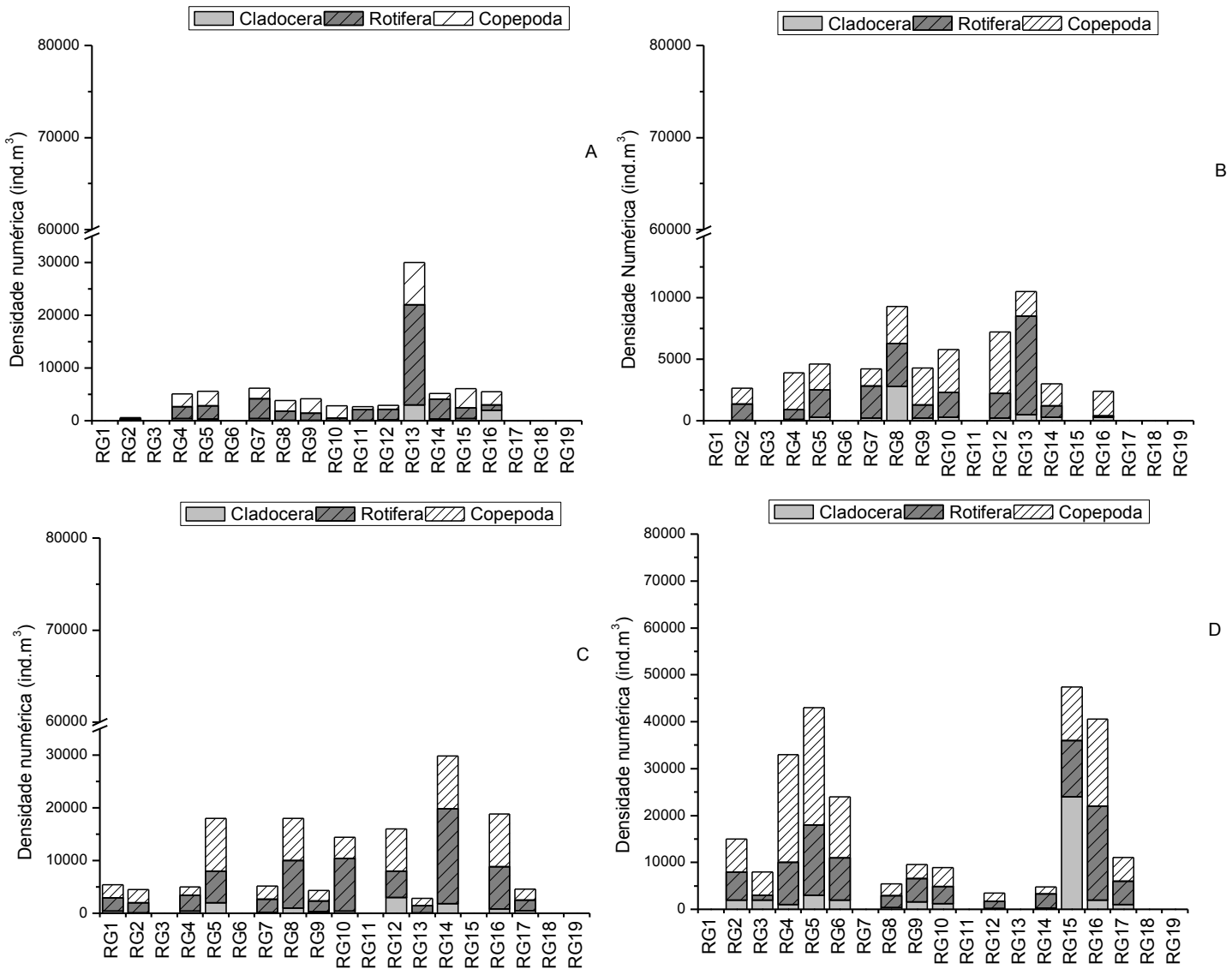
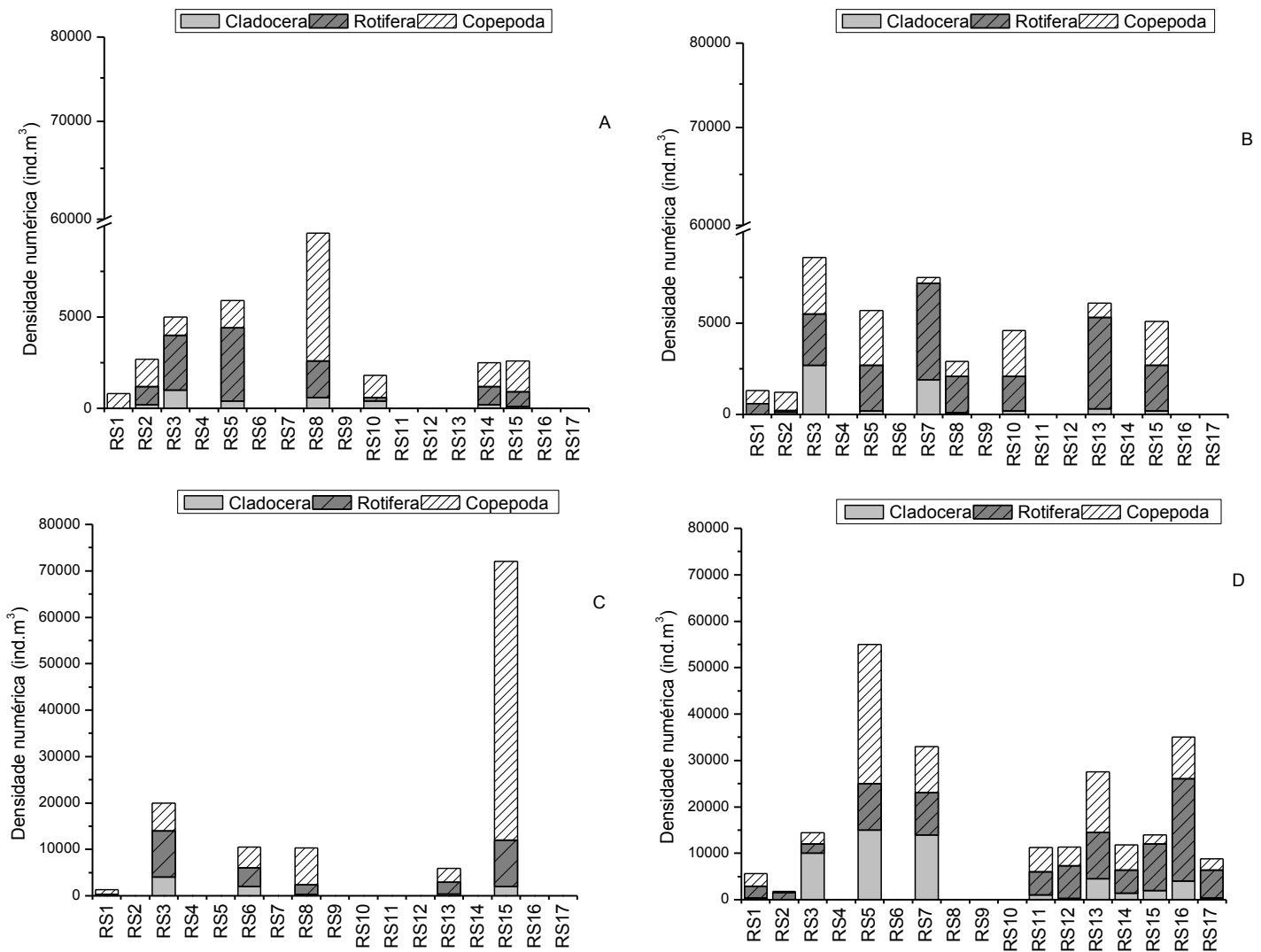


Figura 21. Variação da densidade numérica dos Cladocera, Rotifera e Copepoda nos pontos analisados no compartimento rio Sapucaí. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)



4.3.6 Índices de Diversidade

As coletas ao longo dos dois compartimentos do reservatório da UHE de Furnas permitiram observar mudanças na composição e riqueza de espécies da comunidade zooplancônica e desta forma, sugerir uma heterogeneidade espacial entre os dois compartimentos como também ao longo do gradiente da cabeceira à barragem do reservatório.

Houve variação temporal tanto no compartimento do rio Grande como no compartimento do rio Sapucaí, em ambos os compartimentos a maior riqueza de espécies ocorreu em março. No compartimento do rio Grande o ponto RG5 teve o maior índice de riqueza de espécies (39), já no compartimento do rio Sapucaí o ponto RS8 com 43 espécies (figura 22 e 23).

Figura 22. Número de espécies registrados para a comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no compartimento rio Grande, no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)

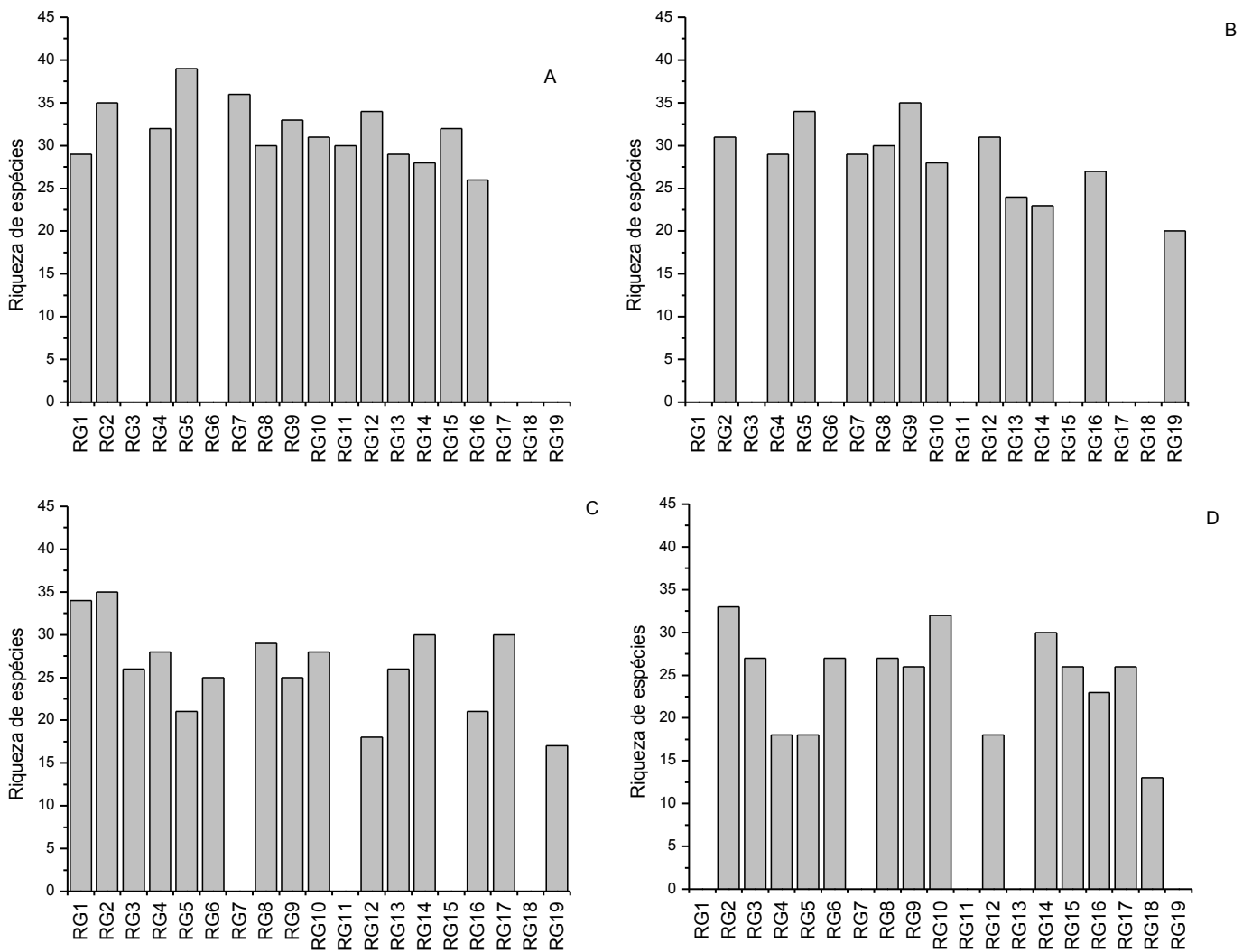
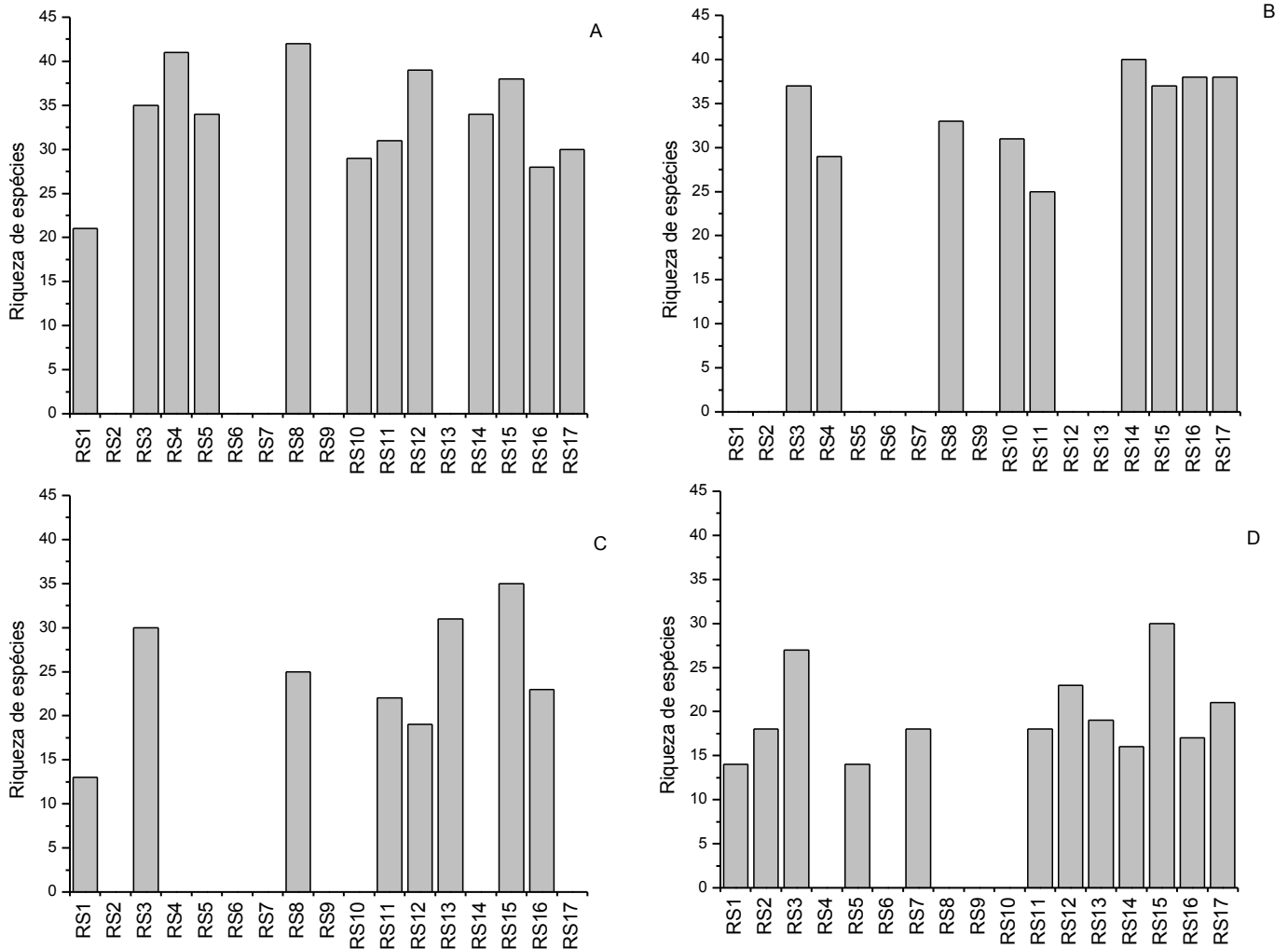


Figura 23. Número de espécies registrados para a comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no compartimento rio Sapucaí no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)



O Índice de Shannon-Wiener, assim como a riqueza de espécies foi maior em março para os dois compartimentos. No compartimento do rio Grande destaca-se os pontos RG5 e RG15 com maiores valores (3,2) e o ponto RG14 em dezembro com o menor valor de H' (1,9). No compartimento do rio Sapucaí os pontos RS4 em março e RS14 em junho tiveram os maiores valores 3,2 e 3,25 (figuras 24 e 25).

Figura 24. Variação do Índice de Shannon-Wiener registrados para a comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no compartimento do rio Grande, no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)

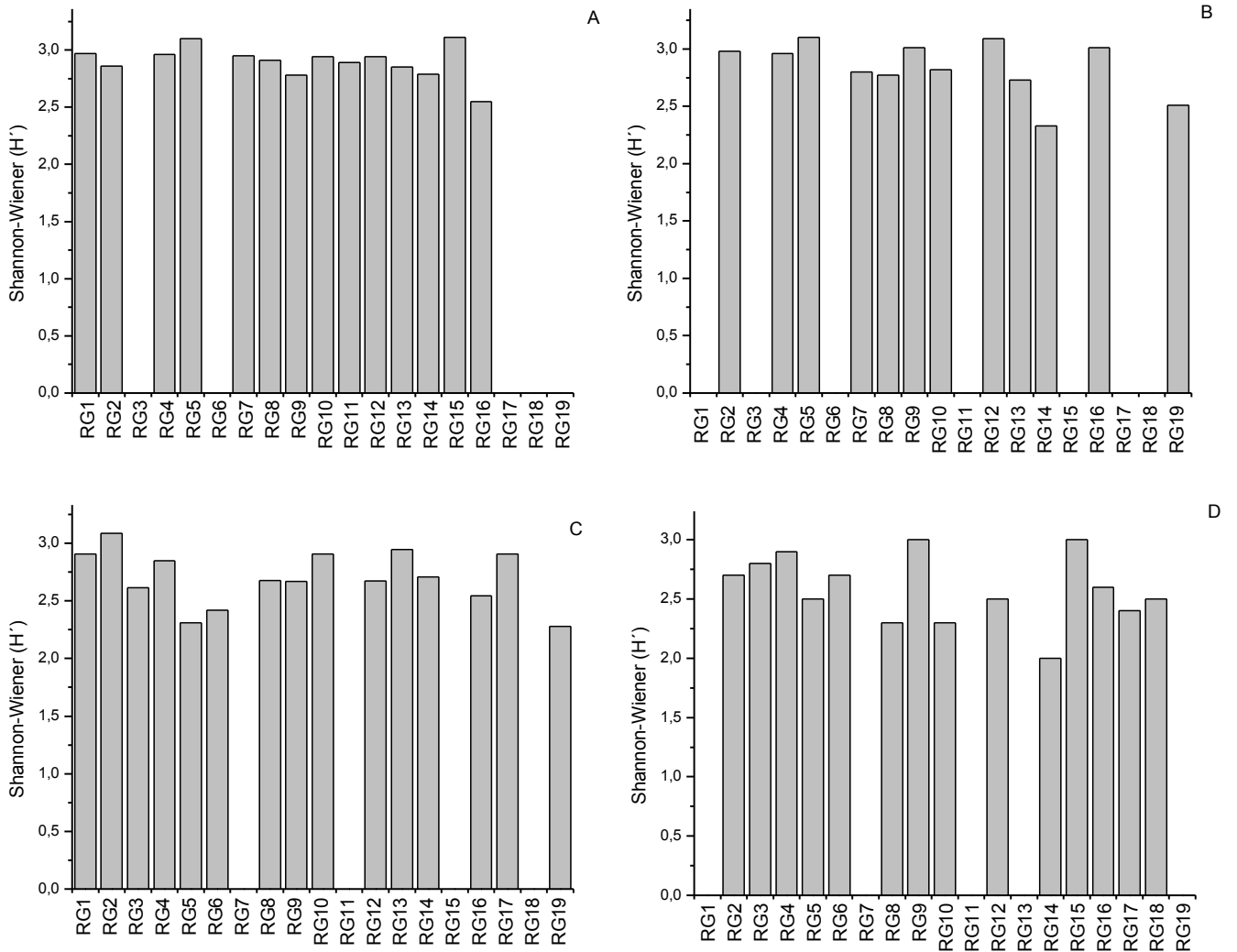
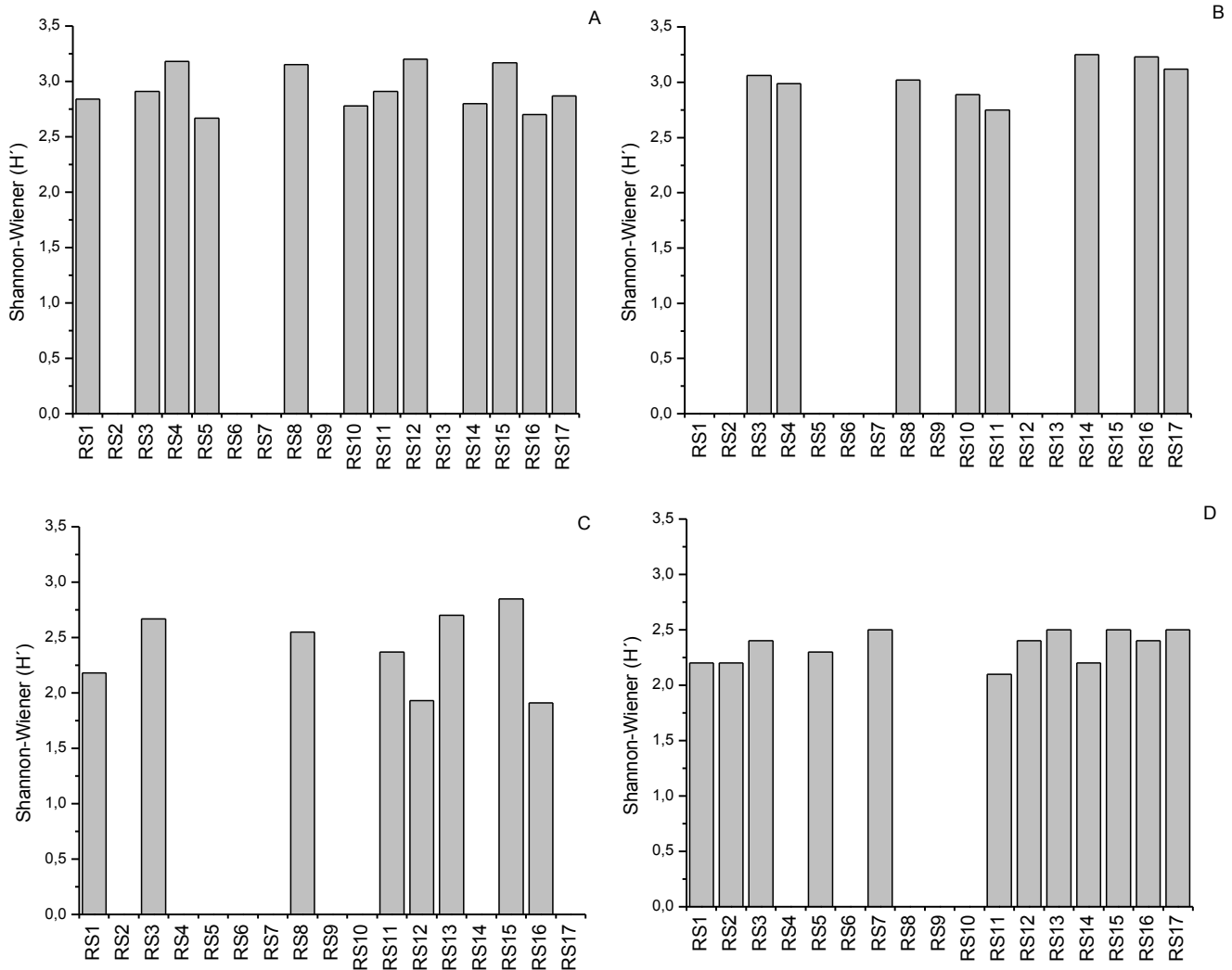


Figura 25. Variação do Índice de Shannon-Wiener registrados para a comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no compartimento do rio Sapucaí, no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)



A equitabilidade foi maior em março para o compartimento do rio Grande e no ponto RG12 foi registrado o maior valor 0,64. Já no compartimento do rio Sapucaí o maior valor foi no ponto RS16 (0,51) em junho e em dezembro no ponto RS3 foi observado o menor valor (0,18) (figuras 25 e 26).

Figura 26. Variação de Equitabilidade registrados para a comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no compartimento rio Grande no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)

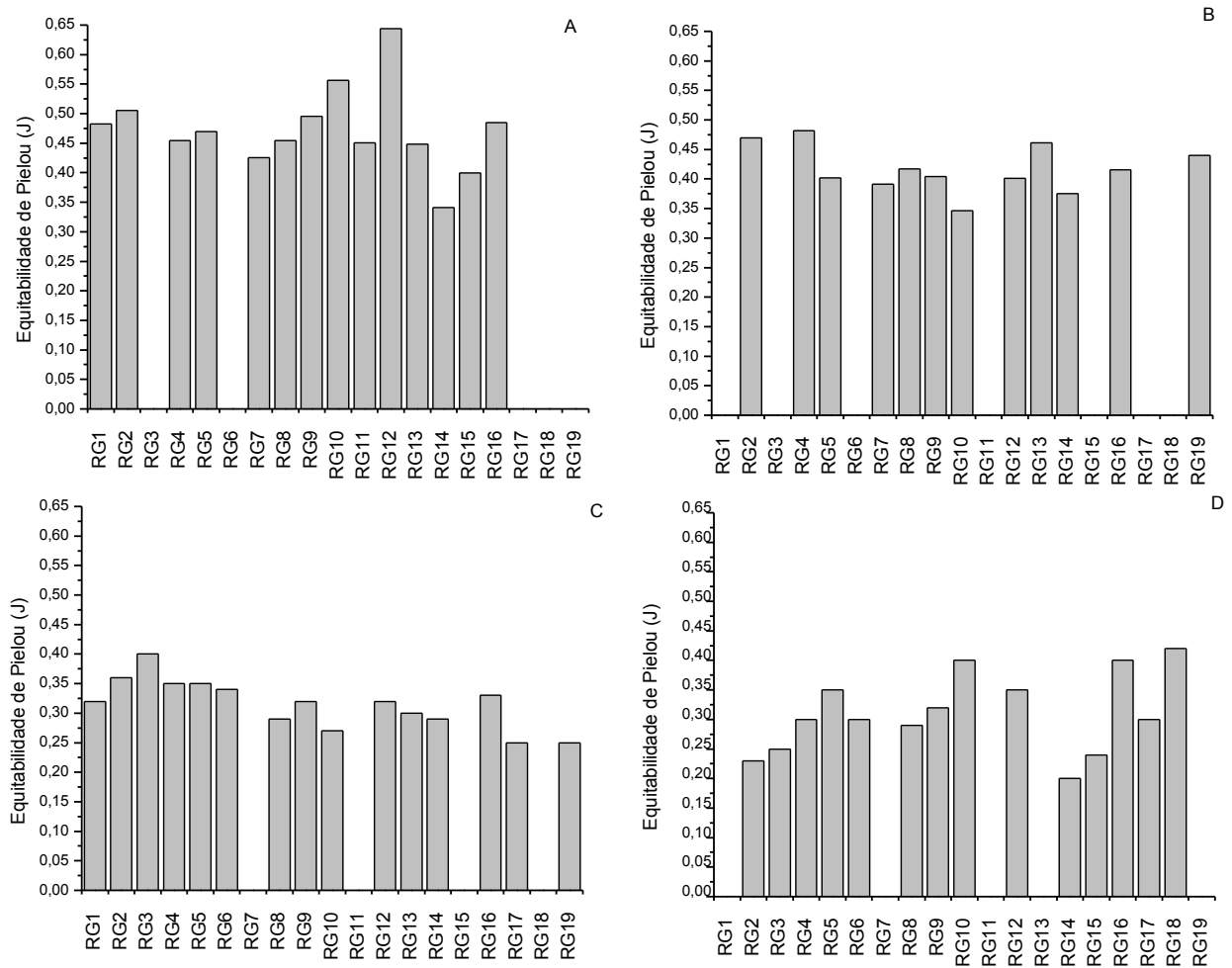
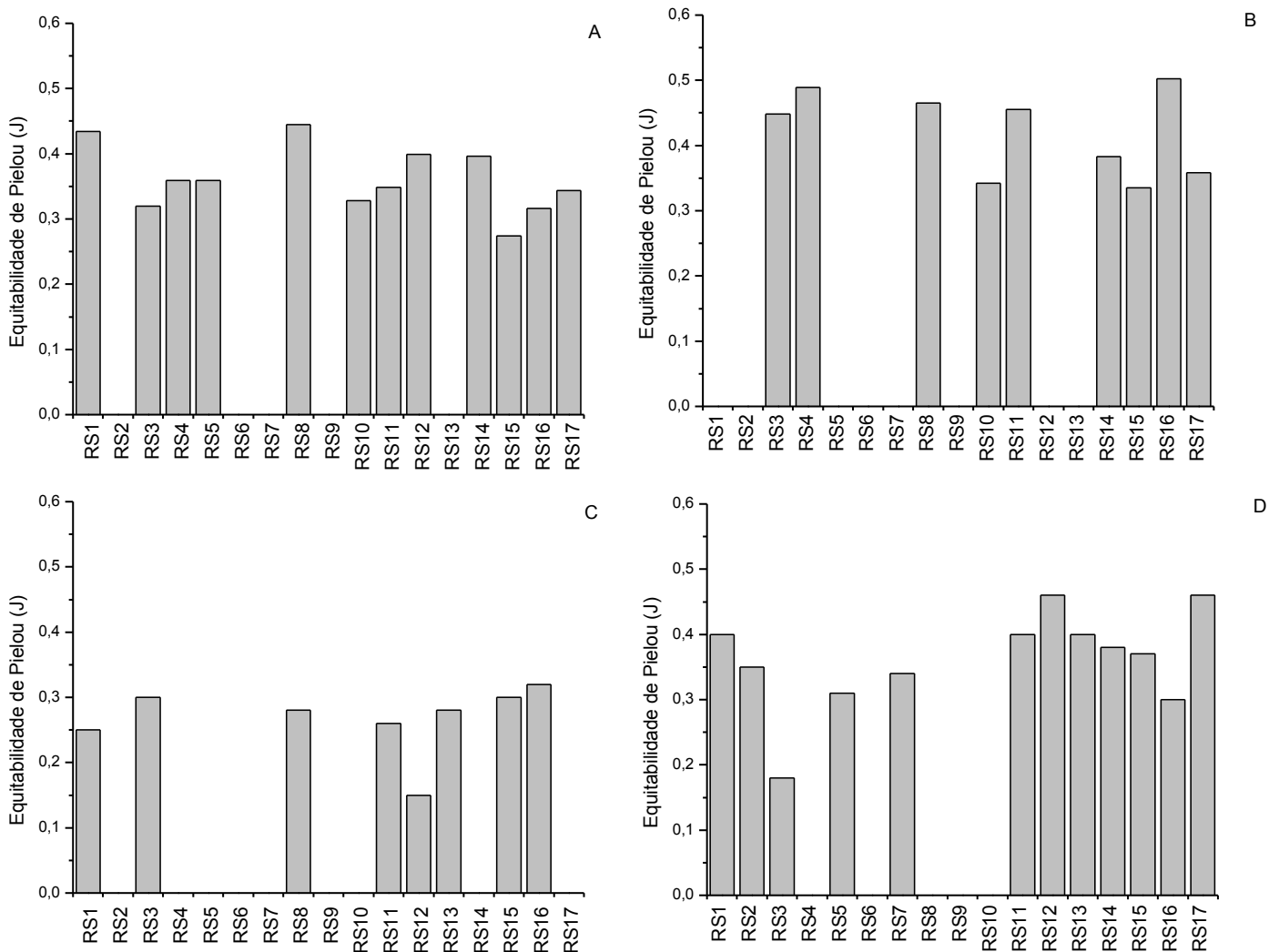


Figura 27. Variação de Equitabilidade registrados para a comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no compartimento rio Sapucaí no reservatório de Furnas, MG, 2008. (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro)



4.3.7 Grupos funcionais

Conforme à análise de agrupamento gerada a partir dos traços funcionais de cada uma das espécies identificadas foram reconhecidos sete grupos funcionais para a comunidade zooplancônica, os quais são descritos abaixo:

Grupo funcional 1: Herbívoros suspensívoros pelágicos com presença de cílios. As espécies representantes desse grupo são todos os rotíferos que possuem o habitat pelágico e que utilizam de um aparelho ciliar para a obtenção de alimento.

Grupo funcional 2: Herbívoros sugadores pelágicos. O grupo foi formado também por rotíferos que possuem o habitat pelágico, no entanto, são de hábito alimentar sugador.

Grupo funcional 3: Onívoros raptorais. Esse grupo é constituído pelos juvenis e adultos de todas as espécies de Copepoda Cyclopoida, além do rotífero *Asplanchna sieboldi*.

Grupo funcional 4: Herbívoros suspensívoros litorâneos com cílios. São todos os rotíferos com habitat litorâneo.

Grupo funcional 5: Herbívoros raspadores litorâneos. Esse grupo é representado pelas espécies dos cladóceros da família Chydoridae e pelos copépodes representantes da Ordem Harpacticoida.

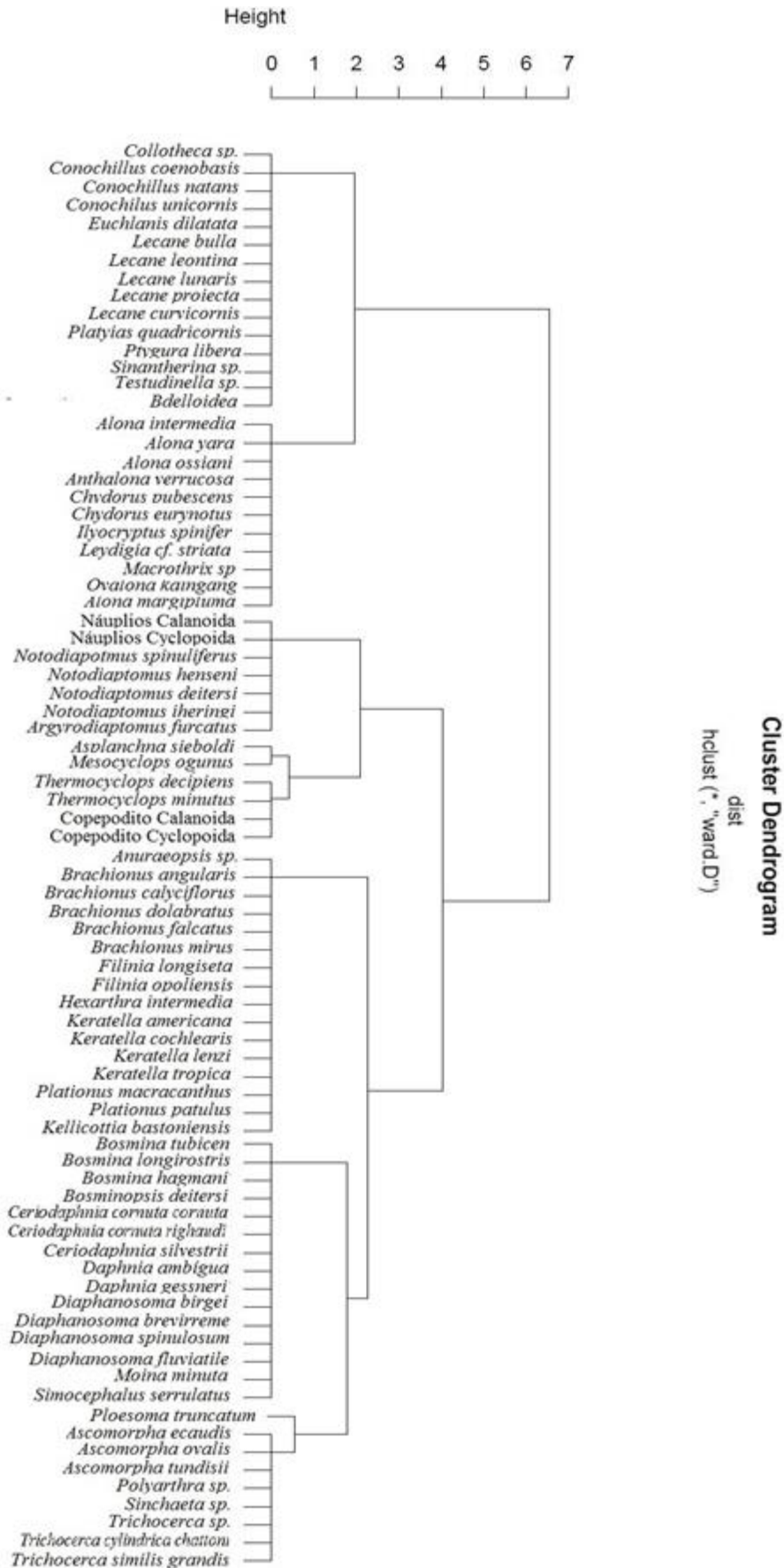
Grupo funcional 6: Herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores. Todos os representantes desse grupo são cladóceros que possuem o habitat pelágico.

Grupo funcional 7: Herbívoros suspensívoros pelágicos contendo aparelhos bucais. São inclusos nesse grupo os adultos das espécies representantes dos Copepoda Calanoida, incluindo ainda suas fases juvenis de náuplios e copepoditos e também os náuplios dos Copepoda Cyclopoida.

O dendrograma gerado pela análise de agrupamento aplicada às espécies e seus traços funcionais está apresentado na Figura 28. Em seguida, foram apresentadas todas as espécies representantes de cada grupo funcional do compartimento do rio Grande (tabela 6) e do compartimento do rio Sapucaí (tabela 7).

Do total das 74 espécies identificadas para o reservatório da UHE de Furnas, 9 espécies (*Anuraeopsis* sp., *Brachionus angularis*, *Lecane lunaris*, *Alona ossiani*, *Alona margipluma*, *Chydorus eurynotus*, *Daphnia ambígua*, *Leydigia* cf. *striata*, *Anthalona verrucosa*) não foram observadas na amostragem do compartimento do rio Sapucaí, portanto alguns grupos funcionais tiveram a composição de espécies diferentes quando comparados ao compartimento do rio Grande.

Figura 28-



Dendrograma construído a partir dos traços funcionais definidos para as espécies zooplancônicas registradas nos pontos da UHE de Furnas nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2008.

Tabela 6- Grupos funcionais definidos pela análise de agrupamento a partir dos traços funcionais dos organismos zooplancônicos registrados nos pontos do compartimento do rio Grande no reservatório da UHE de Furnas (março, junho, setembro e dezembro de 2008).

G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
Herbívoros suspensívoros pelágicos com presença de cílios	Herbívoros sugadores pelágicos	Onívoros raptorais	Herbívoros suspensívoros litorâneos com cílios	Herbívoros raspadores litorâneos	Herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores	Herbívoros suspensívoros pelágicos contendo aparelhos bucais
<i>Anuraeopsis sp.</i>	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	<i>Asplanchna sieboldi</i>	<i>Collotheca sp.</i>	<i>Alona intermedia</i>	<i>Bosmina tubicen</i>	Náuplios Calanoida
<i>Brachionus angularis</i>	<i>Ascomorpha ovalis</i>	<i>Thermocyclops decipiens</i>	<i>Conochillus coenobasis</i>	<i>Alona yara</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	Náuplios Cyclopoida
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Ascomorpha tundisii</i>	<i>Thermocyclops minutus</i>	<i>Conochillus natans</i>	<i>Alona margipluma</i>	<i>Bosmina hagmani</i>	<i>Notodiptomus spinuliferus</i>
<i>Brachionus dolabratus</i>	<i>Polyarthra sp.</i>	<i>Mesocyclops meridianus</i>	<i>Conochilus unicornis</i>	<i>Alona ossiani</i>	<i>Bosminopsis deitersi</i>	<i>Notodiptomus henseni</i>
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Sinchaeta sp.</i>	<i>Mesocyclops ogunus</i>	<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Anthalona verrucosa</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	<i>Notodiptomus deitersi</i>
<i>Brachionus mirus</i>	<i>Trichocerca sp.</i>	Copepodito Calanoida	<i>Lecane bulla</i>	<i>Chydorus pubescens</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i>	<i>Notodiptomus iheringi</i>
<i>Filinia longiseta</i>	<i>Trichocerca chattoni</i>	Copepodito Cyclopoida	<i>Lecane elegans</i>	<i>Chydorus eurynotus</i>	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>
<i>Filinia opoliensis</i>	<i>Trichocerca similis grandis</i>		<i>Lecane leontina</i>	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	<i>Daphnia ambigua</i>	
<i>Hexarthra intermedia</i>	<i>Ploesoma truncatum</i>		<i>Lecane lunaris</i>	<i>Leydigia cf. striata</i>	<i>Daphnia gessneri</i>	
<i>Keratella americana</i>			<i>Lecane proiecta</i>	<i>Macrothrix sp</i>	<i>Diaphanosoma birgei</i>	
<i>Keratella cochlearis</i>			<i>Lecane curvicornis</i>	<i>Ovalona kaingang</i>	<i>Diaphanosoma brevireme</i>	
<i>Keratella lenzi</i>			<i>Platylas quadricornis</i>		<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	
<i>Keratella tropica</i>			<i>Ptygura libera</i>		<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	
<i>Plationus macracanthus</i>			<i>Sinantherina sp.</i>		<i>Moina minuta</i>	
<i>Plationus patulus</i>			<i>Testudinella sp.</i>		<i>Simocephalus serrulatus</i>	
<i>Kellicottia bastoniensis</i>			<i>Bdelloidea</i>			

Tabela 7. - Grupos funcionais definidos pela análise de agrupamento a partir dos traços funcionais dos organismos zooplancônicos registrados nos pontos do compartimento do rio Sapucaí no reservatório da UHE de Furnas (março, junho, setembro e dezembro de 2008).

G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7
Herbívoros suspensívoros pelágicos com presença de cílios	Herbívoros sugadores pelágicos	Onívoros raptorais	Herbívoros suspensívoros litorâneos com cílios	Herbívoros raspadores litorâneos	Herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores	Herbívoros suspensívoros pelágicos contendo aparelhos bucais
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	<i>Asplanchna sieboldi</i>	<i>Collotheca sp.</i>	<i>Alona intermedia</i>	<i>Bosmina tubicen</i>	Náuplios Calanoida
<i>Brachionus dolabratus</i>	<i>Ascomorpha ovalis</i>	<i>Thermocyclops decipiens</i>	<i>Conochillus coenobasis</i>	<i>Alona yara</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	Náuplios Cyclopoida
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Ascomorpha tundisii</i>	<i>Thermocyclops minutus</i>	<i>Conochillus natans</i>	<i>Anthalona verrucosa</i>	<i>Bosmina hagmani</i>	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>
<i>Brachionus mirus</i>	<i>Polyarthra sp.</i>	<i>Mesocyclops meridianus</i>	<i>Conochilus unicornis</i>	<i>Chydorus pubescens</i>	<i>Bosminopsis deitersi</i>	<i>Notodiaptomus henseni</i>
<i>Filinia longiseta</i>	<i>Sinchaeta sp.</i>	<i>Mesocyclops ogunus</i>	<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	<i>Notodiaptomus deitersi</i>
<i>Filinia opoliensis</i>	<i>Trichocerca sp.</i>	Copepodito Calanoida	<i>Lecane bulla</i>	<i>Macrothrix sp</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta righaudi</i>	<i>Notodiaptomus iheringi</i>
<i>Hexarthra intermedia</i>	<i>Trichocerca chattoni</i>	Copepodito Cyclopoida	<i>Lecane elegans</i>	<i>Ovalona kaingang</i>	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>
<i>Keratella americana</i>	<i>Trichocerca similis grandis</i>		<i>Lecane leontina</i>		<i>Daphnia gessneri</i>	
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Ploesoma truncatum</i>		<i>Lecane proiecta</i>		<i>Diaphanosoma birgei</i>	
<i>Keratella lenzi</i>			<i>Lecane curvicornis</i>		<i>Diaphanosoma brevirreme</i>	
<i>Keratella tropica</i>			<i>Platyias quadricornis</i>		<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	
<i>Plationus macracanthus</i>			<i>Ptygura libera</i>		<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	
<i>Plationus patulus</i>			<i>Sinatherina sp.</i>		<i>Moina minuta</i>	
<i>Kellicottia bastoniensis</i>			<i>Testudinella sp.</i>		<i>Simocephalus serrulatus</i>	
			<i>Bdelloidea</i>			

Nos dois compartimentos estudados o grupo funcional dos rotíferos ciliados com habitat pelágico (GF1) foram mais representativos em março. No compartimento do rio Grande vale destacar que no ponto RG14 em todo período de amostragem a abundância desse grupo foi bem maior do que em relação aos outros grupos funcionais. Já no compartimento do rio Sapucaí esse grupo teve destaque no ponto RS4 em setembro e dezembro, com abundância de quase 60%. Em ambos os compartimentos os rotíferos sugadores (GF2) e os cladoceros raspadores (GF5) tiveram representatividade baixa ou zero ao longo da amostragem, com aumento moderado da abundância em alguns pontos específicos em setembro. Os copépodes onívoros raptorais (GF3) representado pelos ciclopóides tiveram boa representatividade ao longo do estudo nos dois compartimentos, muito influenciado pelas formas de copepodito. Os rotíferos litorâneos ciliados (GF4) tiveram maior abundância nos meses de setembro e dezembro. Os cladóceros filtradores pelágicos (GF6) tiveram alta representatividade em todo período de amostragem, no entanto em setembro e dezembro foram muito mais representativos no compartimento do rio Grande do que no compartimento rio Sapucaí. E o grupo GF7 representado pelos copepódes herbívoros suspensívoros (calanóides e nauplios) tiveram uma boa representatividade nos dois compartimentos, influenciado pelas formas de nauplios (figuras 30 e 31).

Figura 29. Variação da abundância relativa (%) dos grupos funcionais definidos para a comunidade zooplancônica no compartimento do rio Grande no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).

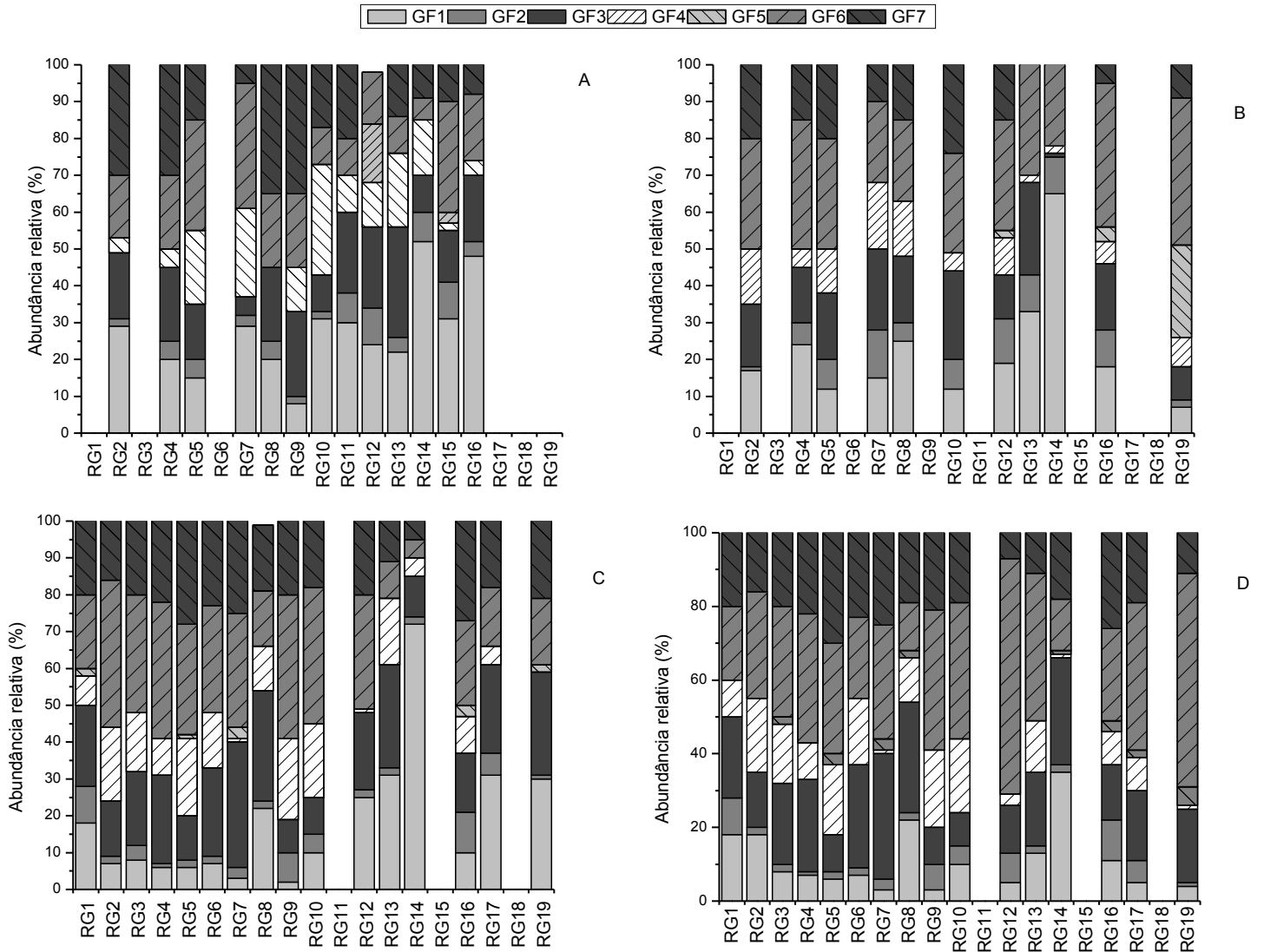
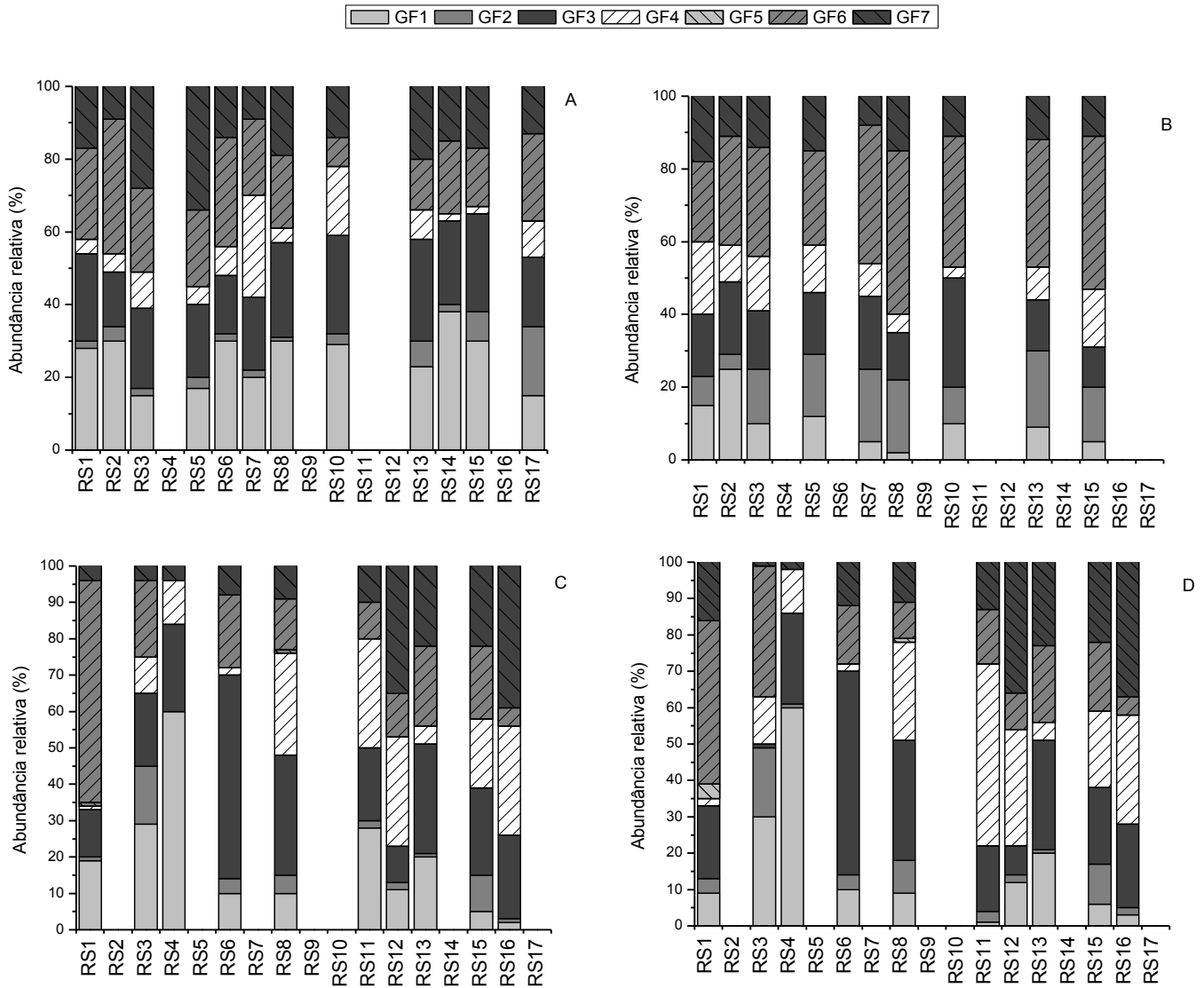


Figura 30. Variação da abundância relativa (%) dos grupos funcionais definidos para a comunidade zooplantônica no compartimento do rio Sapucaí no reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 (A-março, B-junho, C-setembro e D-dezembro).



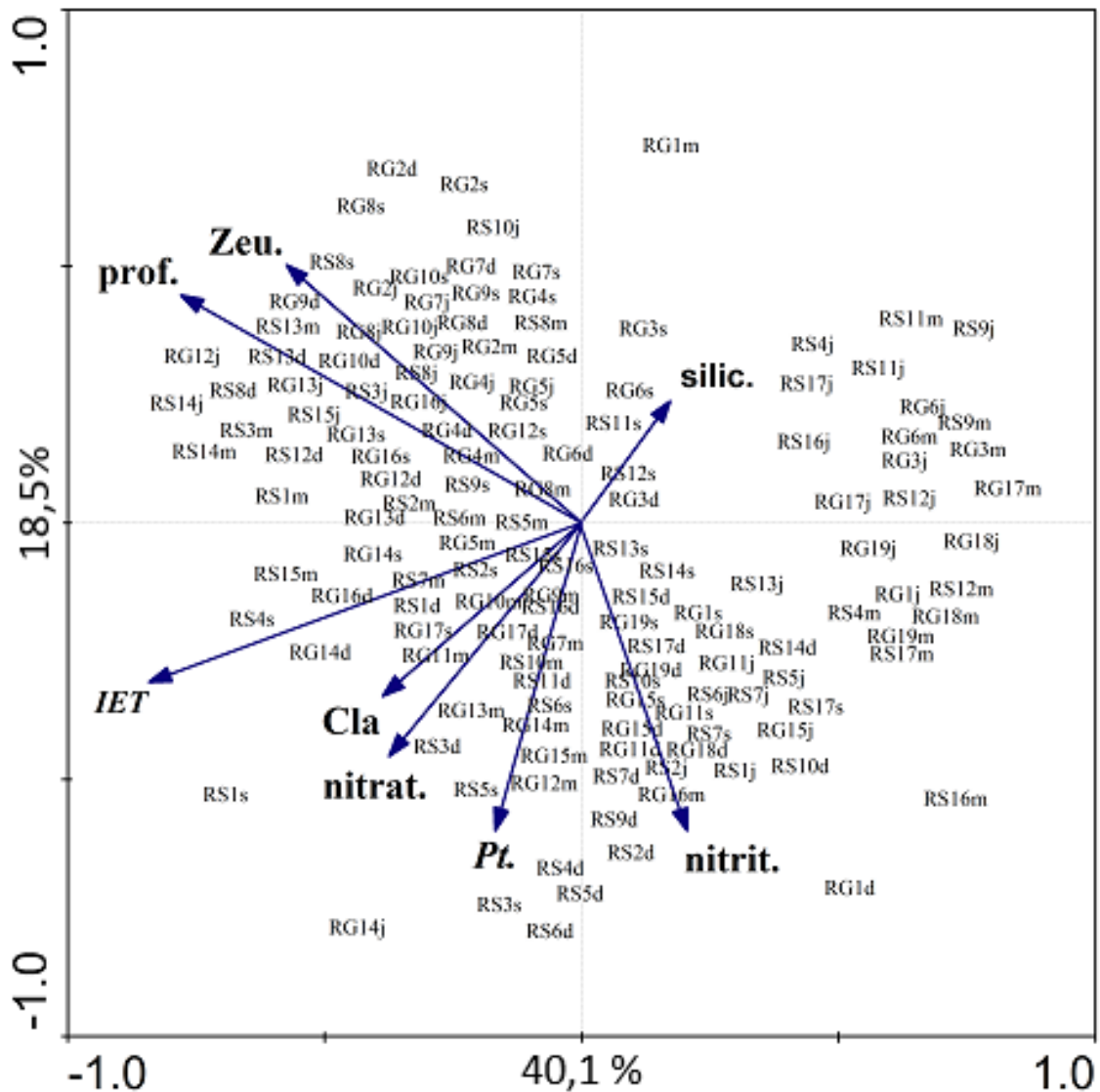
4.4 Análise estatística

4.4.1 Análise de componentes principais (PCA)

A porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 58,6%. A PCA nos mostrou forte correlação entre as variáveis clorofila *a*, nitrato, fósforo total e IET. Essas variáveis ainda estão correlacionadas com profundidade e zona eufótica, porém em menor porcentagem. A variável silicato teve uma relação inversa com clorofila *a* e nitrato.

Em relação ao compartimento do rio Grande notou-se que os pontos localizados mais afastados da barragem (RG11, RG13, RG14, RG16, RG17) tiveram maior correlação com as variáveis IET, clorofila *a* e fosforo total. Já para o compartimento do rio Sapucaí os pontos mais próximos a barragem (RS1, RS3, RS4, RS5) tiveram uma forte correlação com as variáveis IET, clorofila *a* e fosforo total.

Figura 31. Diagrama de ordenação PCA do reservatório da UHE de Furnas, MG, 2008 nos meses de março (M), junho (J), setembro (S) e dezembro (D). Zeu.= zona eufótica, Prof.= profundidade, IET= índice de estado trófico, Cla= Clorofila a , Pt= fósforo total, Nitr.= nitrito e Nitra= nitrato)



4.4.2 Análise de Correspondência Canônica (CCA)

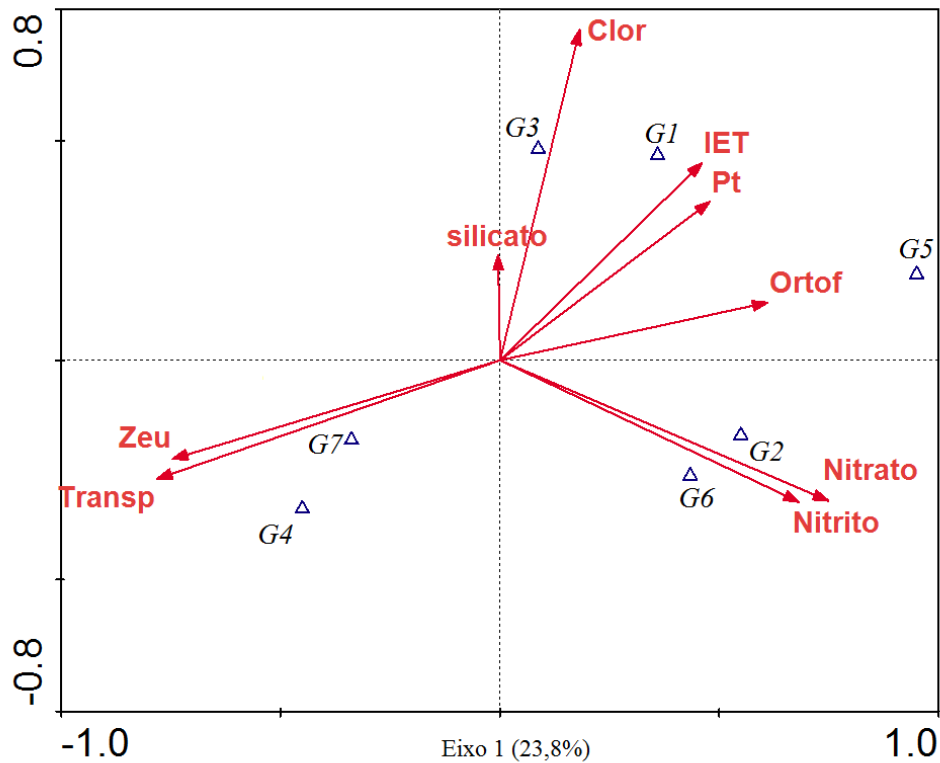
A porcentagem explicada da relação entre as variáveis ambientais e os grupos funcionais da comunidade zooplancônica nos dois primeiros eixos da CCA foi de 40,1% da variância total (eixo 1=23,8% e eixo 2= 16,3%, e a significância de ambos os eixos foram de $P < 0,05$) (Figura 16). As correlações dos grupos funcionais e as variáveis do ambiente para os dois eixos foram ($r = 0,767$ e $0,637$, respectivamente; $P < 0,05$ em ambos os casos), indicando uma forte relação entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies.

De acordo com o teste de Monte Carlo ($p \leq 0,05$) as variáveis clorofila *a*, transparência da água, zona eufótica, concentração de fósforo total e IET foram mais significativas, e possivelmente foram as que mais influenciaram a distribuição dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica no reservatório da UHE de Furnas.

Nitrito, nitrato, ortofosfato, fósforo total, clorofila-*a* e IET, apresentaram correlação positiva com o primeiro eixo ($r = 0,683; 0,742; 0,615; 0,478; 0,289; 0,476$), e silicato, transparência da coluna d'água e zona eufótica, negativa ($r = -0,045; -0,787; -0,744$). No segundo eixo, o maior peso para o ordenamento foi atribuído à clorofila-*a* ($r = 0,757$), positivamente correlacionada com o eixo, e à transparência da coluna d'água ($r = -0,377$), zona eufótica ($r = -0,322$), nitrato ($r=0,321$) e nitrito ($r=0,324$) negativamente direcionados sobre o eixo.

Verifica-se que os grupos funcionais GF1 e GF3 foram associados às variáveis: clorofila-*a*, IET e concentração de fósforo total, localizados no lado positivo do primeiro eixo. Já os grupos GF4 e GF7, localizados ao lado negativo do eixo 1 tiveram correlação com as variáveis transparência da água e profundidade da zona eufótica. Os grupos GF2 e GF6 foi correlacionado com a concentração de nitrato e nitrito.

Figura 32- Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada as variáveis ambientais e às abundâncias relativas dos grupos funcionais da comunidade zooplancônica nos pontos amostrados do reservatório da UHE de Furnas nos meses de março e junho de 2008.



5 DISCUSSÃO

Os reservatórios são sistemas dinâmicos e dependem de um processo constante de resposta às funções de forças climatológicas e efeitos produzidos pela manipulação do sistema na barragem (HENRY, 1999). São dependentes de fatores, tais como: precipitação, vento, radiação solar, vazão do reservatório, tempo de residência da água, entre outros, que em curto prazo influenciam nas mudanças na estrutura dos reservatórios.

A precipitação e a velocidade do vento são fenômenos importantes que determinam as características limnológicas dos reservatórios, tornando-os menos homogêneos. Altos índices de precipitação pluviométrica estimulam uma série de processos que alteram as condições físicas e químicas de um sistema. As interações destes fatores influenciam na estrutura da comunidade zooplancônica através das mudanças no nível e na circulação na coluna d'água,

além de intensificar a entrada de nutrientes no corpo d'água (CALIJURI; TUNDISI, 1990; TUNDISI, 1990; ZANATA, 1999).

No presente estudo os maiores valores de precipitação foram registrados no primeiro quadrimestre de 2008, com o valor máximo de 218,5 mm em março, porém menor valor quando comparado com Vitti (2013), que em um estudo realizado no reservatório da UHE de Furnas, observou valor máximo de 326,9 mm. No entanto os valores de precipitação pluviométrica em 2008 foram elevados, assim o nível do reservatório aumentou, chegando na média anual de 84,9% de volume útil em 2008 (ONS, 2017).

A incidência de vento nesse estudo foi maior no segundo semestre de 2008, com o maior valor no mês de setembro (12 Km.h⁻¹) e o menor no mês de março (6,5 Km.h⁻¹). Em outros estudos, as menores velocidades do vento ocorreram no período seco (NEGREIROS, 2010; SILVA, 2011; VITTI, 2013). Já no estudo atual, no período seco ocorreram as maiores velocidades do vento.

A velocidade do vento, dentre outros fatores abióticos, é determinante na distribuição da comunidade planctônica (PINEL-ALLOUL; PON, 1991; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2008). Segundo Morais *et al* (2010) a presença das frentes frias produz uma turbulência na coluna d'água, reorganiza o reservatório através de uma mistura vertical, promove a desagregação do florescimento de cianobactérias e ressuspende o sedimento do fundo do reservatório, alterando a concentração de oxigênio dissolvido e a turbidez. Característica que também pode afetar a transparência da coluna d'água que é afetada diretamente pelos materiais em suspensão.

No estudo atual os maiores valores de transparência da água foram no mês de junho, possivelmente influenciado pelo período de estiagem, uma vez que a pluviosidade foi de 32 mm e com isso, menor é a circulação da água e a entrada de material alóctone, aumentando a transparência da água. Nos períodos com menor pluviosidade, maior é o período de residência da água, o que possibilita a sedimentação do material em suspensão presente na coluna d'água. A extensão da zona eufótica foi baixa nos pontos amostrados e alguns pontos se assemelham com os estudos feito por Delgado (1999); Silva (2011) no reservatório da UHE de Furnas, que obtiveram valores de 1,89 a 11,61m. No estudo atual o compartimento do Rio Grande teve maior média em relação ao Rio Sapucaí, sendo que os pontos localizados na

porção superior do reservatório, possivelmente influenciados pelas características dos tributários.

Pinto-Coelho, Corgosinho (1998) estudaram o reservatório da UHE de Furnas e observaram que os valores de transparência da coluna d'água variaram ao longo do eixo central do rio Sapucaí, esta variação pode estar sob influencia do estado trófico do ambiente. Fato que se assemelha com os dados atuais, pois nos pontos mais afastados da barragem foram observados maiores índices de estado trófico e os menores valores de transparência da água.

Áreas que sofrem influencia de atividades agrícolas e despejo de esgotos domésticos podem ter a concentração dos nutrientes alterada, fato que foi observado por Delgado, 1999; Vitti, 2013 e Melo, 2015 que notaram que as maiores concentrações de nutrientes estavam em locais com influencia de atividades antrópicas, principalmente efluentes sanitários.

As maiores concentrações de nitrito ocorreram em março, quando houve maior pluviosidade, indicando que possivelmente a concentração de nitrito é influenciada pelo escoamento de substâncias presentes no entorno do corpo d'água. Já os valores de nitrato foram maiores no mês de junho, assim sua origem parece ser não somente das substâncias carregadas pelas chuvas, mas também pelos os esgotos lançados na coluna d'água durante todo o ano todo.

A concentração de nitrito foi mais elevada em março nos dois compartimentos e foi possível notar um gradiente entre a barragem e cabeceira do rio, em que os pontos mais distantes da barragem tinham maior concentração do nutriente. O nitrito está diretamente ligado a poluição orgânica e representa a fase intermediária da amônia e do nitrato (ESPÍNDOLA *et al.*, 2003). Ao comparar a concentração de nitrito do compartimento do rio Sapucaí com o estudo de Rull de Aguila (2001) nesse mesmo compartimento, verificamos que os valores foram menores. Silva (2011) analisou os mesmos pontos do estudo atual e obteve valores semelhantes ao estudo atual, porém alguns pontos tiveram aumento considerável da concentração de nitrito. Por exemplo, o ponto RG16 no estudo de Silva (2011) tinha uma concentração de $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ em março de 2007, já no estudo atual teve concentração de $18 \mu\text{g.L}^{-1}$ em março de 2008, que por sua vez foi o maior valor observado no atual estudo. Por outro lado, quando comparamos com estudos de outros reservatórios as concentrações são consideradas baixas, como no estudo de Santos-Wisniewski (1998) no reservatório de Barra

Bonita-SP que observou altos valores, com máximo de $150,13 \mu\text{g.L}^{-1}$. Esse caso pode ter relação com o maior grau de trofia do ambiente, caracterizado por uma maior concentração de matéria orgânica derivada em grande parte do rio Tietê. O nitrito sofre o processo de oxidação e raramente é acumulado, por isso sua concentração é normalmente baixa, menor que $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, exceto quando os índices de poluição por matéria orgânica são altos (MACCARTHY, 1980).

As concentrações de nitrato encontradas no reservatório da UHE de Furnas estão dentro do limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 de 10mg.L^{-1} . A concentração máxima registrada foi de $412 \mu\text{g.L}^{-1}$ (RS2) no compartimento rio Sapucaí, no mês de setembro de 2008 e é um valor inferior as concentrações encontradas por Silva (2011), que registrou máxima de $444 \mu\text{g.L}^{-1}$, no mês de junho de 2007. Este ponto localiza-se próximo a um Hotel Fazenda e de regiões de plantio, provavelmente influenciando na concentração dos nutrientes na coluna d'água, devido à drenagem de dejetos e escoamento de efluentes agrícolas. Vale ressaltar que o nitrato compõe cerca de 32% do nitrogênio total disponível para o fitoplâncton em ecossistemas de água doce (METZELER *et al.*, 1997).

De acordo com APHA (1992), a concentração de silicato nas águas naturais é em torno de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. A reposição desse nutriente nos corpos d'água é realizada principalmente pela circulação da coluna d'água ou ainda resultante da entrada de nutrientes provenientes de fontes alóctones (DELGADO, 1999). No reservatório de Furnas a concentração de silicato variou de 0,9 a $7,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, com o maior valor em junho. Silva (2011) registrou valores similares, com valor máximo de $7,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ nesse mesmo reservatório no mês de março de 2007, na estação chuvosa. Santos-Wisniewski (1998) registrou valores superiores de concentração ($1,7$ a $9,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) no reservatório de Barra Bonita-SP, que é um reservatório mais eutrofizado. O silicato em locais mais rasos ou sem a estratificação da coluna d'água pode ser liberado do sedimento com a homogeneização da coluna d'água, e assim elevar suas concentrações no período de seca em relação ao período de chuva. A concentração do silicato também está associada ao processo de queimadas, pois esse elemento está integrado a fuligem das queimas, principalmente da cana de açúcar, o que pode influenciar na concentração desse nutriente nas águas em locais próximos a canaviais, principalmente no período de seca, onde normalmente ocorrem as queimadas. Isto foi observado no estudo de Ferrari (2007) no reservatório da UHE de Furnas, que constatou que as maiores concentrações de silicato no período seco (junho), com valor máximo de $11 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O fósforo é um elemento essencial para os processos metabólicos dos seres vivos, principalmente para o crescimento da vegetação. Nesse contexto, são muito utilizados junto com o nitrogênio para aplicações na agricultura. Porém cargas excessivas causam a contaminação dos corpos d'água, dessa forma são considerados os principais responsáveis pela eutrofização artificial na maioria das águas continentais (MARGALEF, 1983).

As concentrações de fósforo total foram mais elevadas no mês de março, com exceção do ponto RG14 em junho, com concentração de $112 \mu\text{g.L}^{-1}$. Neste ponto, foram observados por Santos-Wisniewski *et al.* (2007) grande abundância do dinoflagelado *Ceratium furcoides*, uma espécie exótica em águas doces brasileiras. Geralmente a alta densidade da espécie está relacionada a áreas ricas em matéria orgânica. O ponto RG14 é caracterizado por intensos despejos de esgoto doméstico, que conseqüentemente aumenta a concentração de matéria orgânica e causam deterioração na qualidade da água e constantes florescimentos de cianobactérias da espécie *Microcystis aeruginosa* (SILVA, 2011). As cianobactérias possuem baixo valor nutricional e a produção de toxinas por estes organismos prejudicam os zooplâncton herbívoros, causam danos ao trato digestivo e bloqueiam a ingestão de alimentos (FERRÃO-NIZAN *et al.*, 1986; FILHO *et al.*, 2002; SARNELLE *et al.*, 2010). Melo *et al.* (2017) observaram alterações morfológicas em várias espécies de cladóceros (*D. gessneri*, *C. silvestrii*, *Bosmina tubicen*, *B. Freyii*, *Chydorus pubescens*) resultantes do elevado grau de trofia e constataram a presença de cianobactérias em locais próximos ao esgoto sanitário e industrial da cidade de Alfenas-MG. No estudo atual é referente ao ponto RS7, com elevadas concentrações de fósforo total ($69 \mu\text{g.L}^{-1}$).

As concentrações de fósforo total registradas no presente estudo variaram de 9 a $94 \mu\text{g.L}^{-1}$, superior aos estudos realizados por Rull Del Aguila (2001), com valor máximo de $16 \mu\text{g.L}^{-1}$; Negreiros (2010); Silva (2015) com concentrações de $33,13 \mu\text{g.L}^{-1}$; Coelho (2015); Melo (2015) com concentrações máximas em torno de $70 \mu\text{g.L}^{-1}$. Os pontos localizados próximos a área de atividades agropastoris tiveram elevada concentração de fósforo total (RS17, RS16, RS15 e RS13), provavelmente o carreamento de fertilizantes e de agrotóxicos para o corpo d'água justificam os altos valores em março, uma vez que teve maior pluviosidade.

O fósforo pode estar presente nas águas sob três formas diferentes e uma delas são os ortofosfatos (fosfato inorgânico), que são representados pelos ânions que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. As concentrações de ortofosfato em todo

período de estudo foram similares. O ponto RG14 foi uma exceção com $41 \mu\text{g.L}^{-1}$ em junho. Foi observado em outros estudos neste mesmo reservatório que a concentração do ortofosfato é menor quando comparada às outras formas fosfatadas (CASTILHO, 2013; VITI, 2013 COELHO, 2015).

O ortofosfato apesar de representar uma pequena parcela quando comparado com outras formas ativas do ciclo do fósforo (SCHÄFER, 1984), é de grande relevância, pois é a única forma de fósforo que pode ser assimilada pelos produtores primários. Em lagos de regiões tropicais, com temperaturas mais elevadas, o metabolismo dos organismos aumenta significativamente e isso faz com que o ortofosfato seja rapidamente assimilado. É possível que seja um dos motivos pelo qual, nestes lagos tropicais, a concentração de ortofosfato seja mais baixa (LAMPERT; SOMMER, 1997; GUERSCHI; FONSECA-GESSNER, 2000).

Em ecossistemas aquáticos a clorofila *a* é o principal pigmento responsável pela fotossíntese e sua concentração está diretamente relacionada com a quantidade de algas ou biomassa fitoplanctônica presente no corpo d'água, além de compor uma importante ferramenta para avaliar o estado trófico em ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

Em comparação a outros estudos realizados no reservatório de Furnas, a concentração de clorofila-*a* foi relativamente baixa, com as concentrações mais elevadas nos pontos da porção represada do rio Sapucaí. Os resultados também indicaram uma variação longitudinal da clorofila no reservatório da UHE de Furnas, no compartimento do rio Grande ocorre um aumento da concentração a medida que pontos se distanciam da barragem. Já no rio Sapucaí as maiores concentrações foram na porção intermediária do compartimento, talvez influenciadas pelos tributários.

Ferrari (2007); Silva (2011) estudando os dois compartimentos registraram um padrão similar, com as maiores concentrações de clorofila *a* na porção represada do rio Sapucaí. Normalmente as concentrações mais elevadas de clorofila *a* são observadas no período de chuva, com o aumento da entrada de material alóctone no ambiente aquático, criando um ambiente favorável a proliferação de algas. Negreiros (2010) observou que as menores concentrações também foram no período seco e que em janeiro (chuva) a concentração chegou a $79,5 \mu\text{g.L}^{-1}$; Silva (2011) verificou que as concentrações de clorofila *a* chegaram a $169,22 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de dezembro (período chuvoso)

O reservatório da UHE de Furnas foi construído na década de 60 e ao longo do tempo a ação antrópica foi influenciando esse corpo hídrico provocando uma queda na qualidade da água. Os primeiros estudos realizados no reservatório o classificavam como oligotróficos (REID; PINTO-COELHO, 1994; SÁ-JUNIOR *et al* 1994; PINTO-COELHO; CORGOSINHO, 1998; SANTOS, 1999; SANTOS; FORMAGIO, 2000, SILVA, 2011). Santos *et al* (2010) mencionam que o compartimento rio Sapucaí é oligotrófico, mas observaram florescimentos de cianobactérias, evidenciando o enriquecimento por nutrientes. Outros autores também observaram aumento no grau de trofia neste reservatório (NEGREIROS, 2010; SILVA, 2011, CASTILHO, 2012; VITTI, 2012, COELHO, 2015). Melo *et al* (2017) observou que o índice de estado trófico variou de acordo com a estação (seca e chuva), variando de mesotróficos a eutróficos no período seco e de oligotróficos a mesotróficos no período chuvoso. Esse mesmo autor ainda registrou deformidades morfológicas em algumas espécies de Cladocera, relacionadas ao estado de trofia do ambiente. No estudo atual a maioria dos pontos foram classificados como oligotróficos, porém nos meses de setembro/dezembro houve um aumento do IET. O ponto RG14 em março foi classificado como oligotrófico e em junho/setembro/dezembro, com o aumento do aporte de nutrientes a região foi considerada eutrófica. Os altos níveis de trofia podem estar relacionados à concentração de matéria orgânica dos despejos de esgotos sanitários.

De fato, o grau de trofia do reservatório parece estar aumentando, uma vez que os estudos mais atuais estão classificando como de mesotrófico a eutrófico (NEGREIROS, 2010; SILVA, 2011, CASTILHO, 2013; VITTI, 2013, COELHO, 2015, MELO, 2015). A classificação de IET é pontual, em regiões específicas, pois o reservatório da UHE de Furnas é de grande dimensão e cada região está sob influencia de diferentes atividades, portanto não podemos generalizar quanto a sua classificação de IET.

Os ambientes aquáticos estão suscetíveis a inúmeros fatores antropogênicos que podem causar a perda na qualidade da água, alterações nas cadeias tróficas e nos ciclos biogeoquímicos (SEREDIK; PREPAS, 2014). Estudos com o objetivo de avaliar a comunidade zooplânctônica como bioindicadores dos ecossistemas aquáticos aumentaram ao longo dos anos. Diversos fatores como, concentração de nutriente e oxigênio dissolvido, pH, temperatura (fatores abióticos), predação, competição (fatores bióticos) podem alterar a composição e densidade do zooplâncton. Contudo, inúmeras atividades degradam os corpos d'água alterando suas características naturais e a comunidade zooplânctônica pode ser uma

ferramenta importante para auxiliar na avaliação dessa qualidade, com isso muitos estudos utilizam esses organismos como indicador das mudanças do estado trófico de diferentes corpos d'água, em resposta às mudanças na concentração de nutrientes (JEPPESEN, 2000; 2009; SONDERGAARD *et al.*, 2005; COELHO-BOTELHO, 2004).

No presente estudo foram identificados 75 táxons, 40 destes são representantes dos Rotifera, 26 dos Cladocera e 9 táxons para os Copepoda. Além de outros grupos como, protozoários (*Arcella* sp., *Centropyxis* sp. e Vorticellidae), dinoflagelado *Ceratium furcoides*, larvas de inseto *Chaoborus*, Chironomidae e o artrópode Ostracoda.

Os táxons mais frequentes identificados nesse estudo também foram registrados por outros autores no reservatório da UHE de Furnas (RULL DEL AGUILA, 2001; FERRARI, 2007; SANTOS, 2007, NEGREIROS, 2010, BRITO, 2010, SILVA, 2015) e em outros reservatórios do Brasil (SANTOS-WISNIEWSKI, 1998. RODRÍGUEZ; MATSUMURA-TUNDISI, 2000; GÜNTZEL, 2000; SAMPAIO *et al.*, 2002; LUCINDA *et al.*, 2004; ZANATA, 2005; SARTORI, 2008; SANTOS, 2010).

A comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais, frequentemente, é representada por 20 a 60 espécies de rotíferos, já os cladóceros teriam entre 10 e 20 espécies, enquanto que os copépodos seriam representados por 5 a 10 espécies (ROCHA *et al.*, 1999).

No presente estudo, a família Brachionidae do Filo Rotifera teve o maior número de táxons (13), seguida das famílias Lecanidae (5 táxons) e Trichocercidae, Conochilidae, Gastropodidae e Synchaetidae (3 taxons). Rocha *et al.* (1995) mencionam que é comum a ocorrência de maior dominância dessas famílias em ecossistemas da América do Sul. Semelhante a esse estudo, Ferrari (2007) registrou no reservatório da UHE de Furnas 44 espécies de Rotifera, com o maior número de táxons da família Brachionidae (13), Trichocercidae (5) e Lecanidae (3). Silva (2008) também registrou dados semelhantes, identificando 49 espécies de Rotífera, com o maior número de táxons registrado na família Brachionidae (16), Conochilidae (6), Lecanidae e Trichocercidae (4). Negreiros (2010); Silva (2011) também encontraram maiores frequências dessas famílias no mesmo reservatório.

Em relação aos Cladocera foram identificados 26 táxons distribuídos em sete famílias, a família Chydoridae representada por táxons (9), seguida de Daphnide (6), Bosminidae, Sididae (4) e Moinidae, Macrothricidae e Ilyocryptidae (1). Silva (2008) realizou um estudo no reservatório da UHE de Furnas e identificou 21 táxons, com dominância das famílias

Chydoridae (9), Daphnidae (6), Sididae e Bosminidae (3), Moinidae e Ilyocryptidae com um táxon cada uma. Em ambos os estudos, a família Chydoridae apresentou maior número de táxons, porém baixa abundância, fato que pode estar relacionado com o habitat em que vivem, pois, esses organismos são típicos de região litorânea, associada a bancos de macrófitas.

Uma característica importante em reservatórios de grandes dimensões é a “divisão” das regiões litorâneas e limnéticas, sendo que na região litorânea pode ser observado maior número de espécies do que as regiões limnéticas, pois coexistem espécies filtradoras e espécies raspadoras, como da família Chydoridae (Cladocera). Fato que pode ser observado no estudo realizado por Moretto (2001) que comparou a ocorrência e a diversidade do zooplâncton na região limnética e litorânea de cinco lagos da Vale do Rio Doce-MG e constatou que o número de espécies de Cladocera foi maior na região litorânea.

As espécies de Cladocera, *Bosmina hagmani*, *Moina minuta*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri* e *Diaphanosoma spinulosum*, são bem comuns nos reservatórios brasileiros e ocorreram na maioria dos pontos. Brito (2010) e Silva (2011) também registraram maiores distribuições dessas espécies no reservatório de Furnas. Em um estudo num reservatório oligotrófico de São Paulo, Nogueira (2001) identificou as espécies *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Moina minuta*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Bosmina hagmani* em alta frequência e abundância, semelhante aos resultados do atual estudo. Moretto (2001) relaciona as espécies do gênero *Bosmina* a ambientes com menor grau de trofia, com poucos nutrientes e material em suspensão. Porém, Güntzel (2000) verificou que o gênero *Bosmina* dominou em reservatórios mais eutrofizados. Vieira *et al.* (2011) realizou um estudo em laboratório para verificar a relação da concentração de nutrientes (N e P) com o crescimento populacional das espécies de *M. minuta*, *C. cornuta* e *D. spinulosum* e constatou que as populações de *M. minuta* tiveram maior crescimento nas concentrações mais elevadas de nutrientes e *C. cornuta* em concentrações intermediárias, enquanto *D. spinulosum* se desenvolveu melhor no tratamento com baixa concentração de nutrientes, resultado similar ao encontrado em campo.

Em alguns pontos houve a dominância dos Copepoda Cyclopoida sobre os Calanoida, alguns autores como Tundisi *et al* (1988); Nogueira *et al.* (2006) mencionam que essa dominância se deve ao processo de eutrofização.

A composição das espécies de Cyclopoida, principalmente dos gêneros *Thermocyclops* e *Metacyclops* podem servir como bioindicadores da qualidade da água nas regiões tropicais

(ROCHA *et al.*, 1999; SILVA; MATSUMURA-TUNDISI, 2003; SAMPAIO *et al.*, 2002; SILVA; MATSUMURA-TUNDISI, 2005; LANDA *et al.*, 2008). No estudo atual as espécies *Thermocyclops minutus* e *Thermocyclops decipiens* foram predominantes. E nos locais com menor grau de trofia, também tiveram maior abundância de *Thermocyclops minutus*, fato que corrobora informações na literatura que afirmam que *Thermocyclops minutus* está relacionado a ambientes oligotróficos e o *Thermocyclops decipiens* a ambientes meso-eutróficos. A presença dessas duas espécies em todo o reservatório da UHE de Furnas (compartimentos rio Sapucaí e rio Grande) também foram observadas por Rull Del Aguila (2001); Silva (2015), porém não encontraram uma relação desses táxons com o grau de trofia.

Durante o estudo foram observadas maiores densidades da comunidade zooplânctônica em dezembro (período de chuva) e menores em junho (período seco). O aumento das chuvas ocasiona o aumento da entrada de material alóctone no reservatório, contribuindo para o aumento da produção primária e proporcionando melhores condições de alimento, visto que as concentrações dos nutrientes e a de clorofila *a* também foram superiores no período chuvoso.

Entre os Rotifera foram observadas altas densidades durante o período de estudo para as espécies *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis*. Negreiros (2010) analisando os Rotifera no compartimento rio Sapucaí do reservatório da UHE de Furnas também verificou extensa distribuição e altas densidades para *C. unicornis*. Nos pontos com maior trofia, foram observadas altas densidades dos Rotifera, representado principalmente por *Conochilus unicornis*, *K. america*, *K. cochlearis*, *K. tropica* e *K. lenzi* durante todo o estudo. Alguns autores associam-se a ocorrência de determinadas espécies ao maior ou menor grau de trofia do ambiente. Matsumura-Tundisi *et al* (1990) em um estudo no rio Tietê, eutrofizado, observaram a associação e a dominância das espécies *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis*, já em um rio menos eutrofizado, rio Piracicaba, registraram alta abundância e ocorrência conjunta de *Polyarthra* sp. e *Keratella tropica*.

Para os Cladocera as espécies das famílias Daphnidae e Bosminidae ocorreram em maiores densidades e estiveram representados principalmente pelas espécies *Ceriodaphnia cornuta*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Daphnia gessneri*, *Moina minuta* e *Bosmina hagmanni*. Porém, houve locais com baixas densidades ou ausência de *Moina*, que pode estar relacionado com a presença de *Daphnia*, da mesma forma que as altas densidades de *Moina* têm sido associadas a redução das populações de *Daphnia* (HART, 1987; PAGGI; PAGGI, 1990).

Além dessa relação com os dafinídeos, no estudo atual foi observado que nos pontos em que houve menor representatividade ou ausência de *M. minuta* teve as maiores densidades de *C. silvestrii*. Essa relação inversamente proporcional entre as densidades de *M. minuta* e *C. silvestrii* pode estar associada a competição, uma vez que possuem características funcionais similares e são relacionadas a ambientes com mesmo grau de trofia. Já para *M. minuta* e *D. gessneri*, alguns autores acreditam que as espécies de *Moina* sejam mais tolerantes a ambientes com baixa turbidez e ricos em matéria inorgânica, em relação às espécies de *Daphnia* (PAGGI; PAGGI, 1990).

Dentre os Copepoda a subordem Cyclopoida foi dominante sobre os Calanoida, com maior proporção para os náuplios e copepoditos. As espécies *Notodiatomus deitersi*, *Thermocyclops minutus* e *Thermocyclops decipiens* ocorreram em maiores densidades. Em vários estudos realizados em reservatórios tropicais, os autores relacionaram a presença dos Copepoda Calanoida a ambientes com baixo grau de trofia, enquanto que os Cyclopoida estariam associados a ambientes com maior grau de trofia (MATSUMURA- TUNDISI; TUNDISI, 1976; SENDACZ, 1984; FREIRE; PINTO-COELHO, 1986; LOPES *et al.*, 1997; NOGUEIRA, 2001). No atual estudo, os trechos classificados de meso-eutrófico tiveram alta densidade de Náuplios e Copepoditos Cyclopoida. São organismos considerados r-estrategistas, com alta taxa reprodutiva, portanto pioneiros nos ambientes impactados, enquanto que os Calanoida investem em sobrevivência e são por isso, considerados k-estrategistas (NOGUEIRA *et al.*, 2008).

A riqueza de espécies é muitas vezes utilizada em estudos ecológicos para mensurar o quanto uma área é diversa. No atual estudo foi observada uma variação do número de espécies, em março (mês com maior pluviosidade) foi observado 41 espécies (RS8), do total de 78. A riqueza do zooplâncton no reservatório da UHE de Furnas foi alta em relação a outros ambientes, Santos (2010) encontrou a riqueza de 36 táxons no reservatório de Promissão; Melão (1997) registrou o máximo de 28 espécies na Lagoa Dourada; no reservatório do Monjolinho, Okano (1994) registrou um total de 39 espécies. Ao comparar com outros estudos no reservatório da UHE de Furnas, houve uma similaridade com os estudos de Ferrari (2007) que identificou 70 espécies para os dois compartimentos; Negreiros (2010) que registrou 69 espécies no compartimento rio Sapucaí; porém com riqueza inferior quando comparado com o estudo de Silva (2011) que identificou 95 espécies.

Com relação ao índice de diversidade de espécies, Odum (1988) menciona que o índice de Shannon-Wiener atribui um maior peso a espécies raras, prevalecendo, desta forma, o componente de riqueza de espécies. O índice de Shannon-Wiener assume, também, que os indivíduos são amostrados ao acaso de uma grande população e que todas as espécies estão representadas na amostra coletada, relativamente independente do tamanho da amostra (PIELOU, 1983). Segundo Margalef (1983) os valores deste índice variam normalmente de 1,5 a 3,5, dificilmente ultrapassando tal valor. Portanto, os valores registrados durante esse estudo estão dentro da faixa proposta. Os maiores valores registrados foram em março e junho, períodos de chuva e seca, e o maior valor foi de 3,25 no ponto RS14

A divisão em grupos funcionais realizada para a comunidade zooplanctônica do reservatório de Furnas demonstrou que as características mais importantes para a análise de agrupamento das espécies foram hábito alimentar, habitat e o grupo trófico. Assim como o trabalho realizado por Silva (2015) nos rios Amazônicos houve uma separação evidente entre os herbívoros e onívoros. Dos grupos formados cinco são pelágicos (G1, G2, G3, G6 e G7) e dois exclusivamente litorâneos (G4 e G5). Os herbívoros foram ainda separados em relação aos seus hábitos alimentares, que variam entre: raspadores; suspensívoros AP; suspensívoros C e suspensívoros F.

De acordo com Barnett *et al.* (2007) a decisão sobre quais características a serem utilizadas durante a etapa de análise funcional é o momento mais crucial a ser realizado, primeiramente estabelecer se a característica selecionada pode ser adequadamente estimada para todas espécies registradas. Além de que seria inconveniente pesquisar todos os traços funcionais importantes para cada espécie em um período de tempo relativamente curto, além do difícil acesso a recursos necessários para examinar aspectos de comportamento, história de vida e fisiologia, caso os dados não estejam fornecidos na literatura. Segundo Barnett *et al.* (2007); Sodré (2014) estas dificuldades são nítidas para muitas comunidades, particularmente para a comunidade zooplanctônica de regiões tropicais, no qual a abordagem funcional ainda   muito recente.

A maioria das familias permaneceram dentro do mesmo grupo funcional, com exce es dos rotíferos *Asplanchna sieboldi* e *Ploesoma truncatum*, os quais foram selecionados de acordo o grupo tr fico e habitat, o *Asplanchna sieboldi* foi agrupado junto com os copépodes ciclopóides e *Ploesoma truncatum* com os cladóceros raspadores de habitat litorâneo. Barnett *et al.* (2007) enfatiza que a estrutura morfológica das espécies de zooplâncton estão

diretamente relacionadas ao papel ecológico que elas desempenham e conseqüentemente muito das espécies taxonomicamente similares apresentam funções semelhantes no ecossistema.

Devemos ressaltar que a análise de agrupamento foi realizada usando somente cinco traços funcionais, o que possivelmente explica o fato de várias espécies filogeneticamente similares terem sido incluídas no mesmo grupo. De acordo com Petchey; Gaston (2002) o número de atributos funcionais inseridos nas análises pode afetar significativamente os resultados da abordagem funcional. Fato que foi corroborado por Barnett *et al.* (2007), em que verificaram uma análise baseada em quatro atributos funcionais (tamanho corporal, habitat, grupo trófico e hábito alimentar) apresentou resultados diferentes à uma análise realizada com apenas um traço funcional (tamanho corporal). Ainda de acordo com esses autores a análise funcional baseada nos quatro atributos funcionais foi mais similar ao agrupamento taxonômico do que a análise baseada apenas em um traço funcional das espécies, ficando evidente a importância e a influência das escolhas dos traços funcionais para a análise de agrupamento.

Mesmo que a abordagem funcional e taxonômica da comunidade zooplancônica se assemelham, é de grande importância o conhecimento de quais traços funcionais determinados grupos filogeneticamente semelhantes compartilham e entender como esses traços se diferem diante de alterações ambientais (BRASIL, HUSZAR, 2011).

Vale lembrar que a composição de espécies da comunidade zooplancônica entre os dois compartimentos é diferente. Durante o período de estudo notou-se que dentre as 74 espécies identificadas 9 espécies não foram observadas nas amostras do compartimento rio Sapucaí (*Anuraeopsis* sp., *Brachionus angularis*, *Lecane lunares*, *Alona ossiani*, *Alona margipluma*, *Chydorus eurynotus*, *Daphnia ambigua*, *Leydigia cf. striata*, *Anthalona verrucosa*), assim a quantidade de representantes dos grupos GF1, GF2 e GF3 foi menor em relação ao compartimento rio Grande.

Com essa diferença de composição de espécies entre os compartimentos torna-se interessante estudos e análises com outros índices de Diversidade Funcional, como Fric-riqueza funcional, FEve- equitabilidade funcional, FDiv- divergência funcional e FDis- dispersão funcional, entre outros. Esses índices juntos com a FGR- riqueza de grupos funcionais nos dariam suporte para verificar se ocorre ou não uma variação funcional entre os

dois compartimentos, uma vez que a quantidade de grupos funcionais nos dois compartimentos foi igual, alterando apenas a quantidade de representantes.

Em geral, em ambos os compartimentos houve semelhança no padrão de abundância dos grupos funcionais, em que as localidades com maior grau de trofia tiveram dominância das espécies de rotíferos suspensívoros pelágicos (GF1), e os locais de menor trofia tiveram dominância dos cladóceros suspensívoros pelágicos (GF6) e maior proporção de Calanoida/Cyclopoida. A alta abundância do grupo GF6, mostra que no geral não ocorreu a teoria da exclusão competitiva dentro do grupo dos cladóceros, teoria em que Odum (1983) afirma que espécies semelhantes entre si não ocorrem de maneira homogênea dentro de uma mesma área e um mesmo tempo. Nesse caso podemos entender que as espécies de cladóceros estão explorando diferentes tipos de recursos, coexistindo pequenas e grandes espécies micrófagas, diferentemente dos rotíferos, em que as espécies mais abundantes foram agrupadas em três diferentes grupos, com características distintas, o que demonstra uma maior diversificação das características das espécies desse Filo.

Os resultados nos mostram que as maiores variações foram relacionadas dentro de um mesmo grupo, principalmente os Cladocera, em que as espécies se dividiram apenas em grupo pelágico e outro litorâneo. As espécies raspadoras de habitat litorâneo (G5) tiveram baixa abundância devido às características dos pontos amostrados, que são situados na região limnética e sem proliferação de macrófitas, recurso indispensável na sobrevivência dessas espécies.

O Filo Rotifera teve as espécies agrupadas em três diferentes grupos (G1, G2 e G4), possuem como característica uma reprodução rápida e ciclo de vida mais curto, sendo considerados organismos *r* estrategistas (GARRIDO; BOZELLI, 2000; VELHO, 2005), o que talvez explique maiores valores de abundância em locais com maiores impactos do que as espécies de ciclo de vida mais longo, que necessitam de um ambiente com menor variação ambiental para se estabelecerem.

Moreira (2016) relacionou o impacto da mineração com os organismos zooplancônicos, sob o ponto de vista de guilda trófica e constatou dominância dos pequenos micrófagos (Rotifera) nos dois reservatórios estudados, grupo em que as espécies são menos seletivas. Este mesmo autor verificou que variação de abundância entre as espécies de um mesmo grupo foi maior do que alterações de abundância entre os grupos tróficos. Fato que se assemelha

com o atual estudo, visto que a maior variação se deve a alternância de densidade entre as espécies do mesmo grupo funcional.

Alguns estudos demonstram que os Calanoida são mais adaptados a ambientes menos eutrofizados com uma maior transparência da água e maior disponibilidade do nanofitoplâncton, o que justifica o aumento da abundância dessa ordem de Copepoda nas localidades com menores valores de IET. Tundisi *et al.* (1988), Matsumura-Tundisi; Silva (1999) mencionam a importância e a utilidade da proporção Calanoida/Cyclopoida como indicador de trofia e que os ambientes com menor grau de trofia possuem maiores valores.

Segundo Panarelli (2001); Perbiche-Neves *et al* (2007) a dominância de Cyclopoida sobre os Calanoida na maioria dos reservatórios tropicais é relacionada principalmente com seus hábitos alimentares. Os Cyclopoida são onívoros raptoriais, capturam partículas de alimento e são capazes de ingerir algas filamentosas e colônias, recursos inadequados para os Calanoida. Este fato pode estar ligado à alta representatividade do grupo G3, composto pelos Cyclopoida, nas localidades em que houve maior concentração de fosfato e silicato, uma vez que esses nutrientes intensificam a proliferação das algas filamentosas, encontradas nas amostras de junho, mês em que os pontos tiveram maior representatividade desse grupo.

Os Rotíferos têm sido relacionados como dominantes em lagos e reservatórios com alto grau de trofia e que suas densidades aumentam em relação ao estado trófico do corpo d'água (HABERMAN *et al.* 2007; JEPPESEN *et al.*, 2011; PERBICHE-NEVES, 2013).

As localidades que sofrem com a influência da deposição de material orgânico proveniente do esgoto doméstico e dos tributários, em especial o ponto RG14, tiveram dominância dos rotíferos suspensívoros pelágicos (G1) e dos ciclopoídeos (G3). A dominância do grupo G1 é devido a maior abundância das espécies *Kellicottia bastoniensis*, *Keratella cochlearis* e *Brachionus calcyflorus*, melhores adaptadas a ambientes eutrofizados (LEITÃO *et al*, 2006). A espécie *B. calcyflorus* é tolerante à condição extrema de eutrofização, e há muito tempo é utilizada como indicadora de grau de trofia (DUGGAN *et al*, 2001; LEITÃO *et al*, 2006; ESKINAZI SANT' ANNA *et al*, 2013). Para Matsumura-Tundisi *et al* (1990), a associação de *Conochilus unicornis*, espécie do grupo dos rotíferos suspensívoros litorâneos (G4) e *Keratella cochlearis* parece estar relacionada a ambientes hiper-eutróficos, fato que se assemelha ao resultado encontrado no ponto RG14, em junho.

Nos locais em que os nutrientes fósforo e ortofosfato diminuíram, assim como o valor de IET, houve aumento na abundância do grupo dos rotíferos pelágicos sugadores (G2) e dos copepodes calanóides (G7). Fatores que podem estar relacionados com a melhora da qualidade da água, assim favorecendo as espécies relacionadas a ambientes menos eutrofizados, como *Polyarthra vulgaris* e *Trichocerca chattoni*, (MATSUMURA-TUNDISI *et al*, 1990; GUNTZEL, 2000).

Todavia, foi possível notar que ocorreram alterações na abundância dos grupos funcionais ao longo que as concentrações de nutrientes e IET se modificavam. Através do resultado da Análise de correspondência canônica (CCA) podemos pressupor que a baixa explicação encontrada na CCA (40% nos dois primeiros eixos) é esperada em análises ecológicas devido à complexidade dos fatores que atuam na estruturação das comunidades (TER BRAAK; PRENTICE, 1988). Este resultado pode ter relação com as variáveis ambientais utilizadas na CCA, que não foram suficientes para demonstrar as diferenças nas características abióticas nos pontos amostrados. No entanto, a baixa explicação encontrada não interferiu nas análises das relações grupos funcionais (GF) e ambiente, uma vez que as correlações entre os GF's e as variáveis ambientais foram altas e significativas para os dois eixos. Também ocorreu significância na abundância dos grupos funcionais nos dois compartimentos estudados, com valor de $p=0,008$ ($p<0,05$).

Nesse contexto, podemos inferir que mudanças nas variáveis ambientais selecionaram espécies mais similares e notoriamente causam uma redundância funcional. Já as localidades de menores variações tiveram maior valor de diversidade e assim menor sobreposição das características funcionais (grupos), fato que pode ter relação com a heterogeneidade dos recursos, como tamanho e forma das partículas alimentares. Segundo Barnett; Biesner (2007) a biodiversidade se eleva em condições intermediárias de produtividade onde passam a existir tanto espécies que vivem numa alta concentração de recursos quanto espécies que são adaptadas a ambientes de baixa produtividade, havendo uma relação de coexistência entre elas.

Podemos considerar que as características da UHE de Furnas são influenciadas pelos seus tributários e pelas atividades entorno do corpo d'água, e que de alguma forma controlam a estrutura da comunidade zooplactônica. A dimensão e caracterisitca dendritica do reservatório favorecem uma maior disponibilidade de nichos espaciais (habitats), o que pode ter

contribuído para o desenvolvimento e a coexistência de espécies funcionalmente distintas ou de diferentes grupos funcionais.

Nesse estudo foi possível notar que classificar os organismos em grupos funcionais necessita de diversas decisões. No caso da comunidade zooplanctônica a similaridade do agrupamento funcional com o agrupamento taxonômico das espécies pode ter sido consequência das escolhas dos traços funcionais utilizados ou ser uma característica normal para o zooplâncton, visto que a classificação taxonômica dessa comunidade é baseada na características morfológicas, nas quais estão ligadas diretamente com as funções ecológicas exercida por cada espécie.

Ao pensarmos em estudos ambientais podemos considerar que abordagem funcional é de grande relevância, tornando-se uma ferramenta essencial de diversidade para avaliar os efeitos da biodiversidade no funcionamento e manutenção dos ecossistemas (Tilman *et al.*, 2001; Balvanera *et al.*, 2006; Laureto *et al.*, 2015), porém necessita de um melhor desenvolvimento para diversas comunidades, especialmente a zooplanctônica. Por isso, pesquisas relacionadas com a função dos atributos ou traços de cada uma das espécies, quanto aos aspectos fisiológicos, comportamentais e morfológicos são de extrema importância.

6 CONCLUSÃO

- Houve variação espacial e temporal nas concentrações de nutrientes, principalmente de fósforo total, nitrato e clorofila *a*, resultando num gradiente de estado trófico nos compartimentos do rio Grande e rio Sapucaí, no qual os pontos localizados à porção acima têm maior o grau de trofia, influenciados pelos tributários e atividades antrópicas, como despejo de esgotos.
- No geral o reservatório teve um aumento no valor de IET, porém por ser um ambiente de grande dimensão e heterogêneo, os pontos variaram de oligotrófico a eutrófico.
- A comunidade zooplanctônica do reservatório de UHE de Furnas foi caracterizada pela elevada riqueza de espécies, sendo constituída por espécies típicas da região Neotropical. Porém abundância foi maior para as espécies com característica de habitat pelágico.

- O agrupamento funcional da comunidade zooplanctônica na UHE de Furnas teve separação evidente entre os herbívoros e onívoros, e em relação aos sete grupos formados, cinco foram pelágicos (G1, G2, G3, G6 e G7) e dois exclusivamente litorâneos (G4 e G5).
- A representatividade dos grupos funcionais variou tanto espacialmente como temporalmente, baseado nas concentrações de nutrientes e IET.
- O Filo Rotifera apresentou maior diversificação de características do que os Cladocera, uma vez que as espécies foram separadas tanto pelo habitat e hábito alimentar e agrupadas em três diferentes grupos. Os Cladocera foram separados apenas pelo habitat e o agrupamento marcado pela separação das espécies litorâneas e limnéticas.
- Dentre os pontos, o RG14 se destacou com elevadas concentrações de nutrientes e clorofila *a*. Este ponto altamente eutrofizado (IET=72), beneficiou principalmente os rotíferos e copépodes ciclopoídes. Tanto que nesse ponto, o grupo G1, formado pelos rotíferos foi o mais abundante.
- É evidente que a diversidade funcional das espécies estão diretamente relacionadas com as características do ambiente, assim as alterações no ecossistema selecionam espécies mais similares, provocando uma redundância funcional.
- Os sete grupos funcionais podem ser associados a ambientes eutrofizados devido a variação das características das espécies intragrupo, porém com diferenciação no limite de tolerância a poluição. As espécies do grupo 1 (rotíferos) demonstraram ser mais tolerantes que as espécies de outros grupos.
- As variações intragrupos foram mais intensas que as variações intergrupos. E assim à abundância específica de determinadas espécies influenciam diretamente no poder de contribuição do grupo funcional.

Referências Bibliográficas

ALAGO. Associação dos municípios do lago de Furnas. 2008. Disponível em: F<<http://www.alago.org.br/default.asp?act=pagina&page=saneamento>.> Acesso em: 13 set. 2015.

ADRIAN, R., S. WILHELM, D. GERTEN. Life-history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Global Change Biology* 12: 652–661, 2006.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: AWWA/WPCF, 1992.

BALVANERA, P., PFISTERER, A.B., BUCHMANN, N., HE, J.S., NAKASHIZUKA, T., RAFFAELLI, D. and SCHMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 2006, 9(10), 1146-1156. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>. PMID:16972878.

BARNETT, A.J.; BEISNER, B.E. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, v.88, 2007.

BENEDETTI, F., GASPARINI, S.; AYATA, S. Identifying copepod functional groups from species functional traits. **Journal of Plankton Research** 38: 1–8. 2015.

BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L.F.M. & ROSSA, D. C. The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá reservoir, State of Goiás, Brazil. **Hydrobiologia**, 453: 375-384, 2001.

BOZELLI, R. L.; HUSZAR, V. L. M. Comunidades fito e zooplanctônicas continentais em tempo de avaliação. **Limnotemas**. Sociedade Brasileira de Limnologia, CETESB, 2003.

BOZELLI, R. L. et al. Interactive effects of environmental variability and human impacts on the long-term dynamics of an Amazonian floodplain lake and a South Atlantic coastal lagoon. **Limnologica**, v. 39, p. 306-313, 2009.

BRASIL, J.; HUSZAR, V.L.M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, v.15, 2011.

BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M. Differences in body size of *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934) in two tropical lakes. *Acta Limnol. Bras.*, v.21, no. 4, p. 409-414. 2009

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*, v.16, p.253–264, 2011.

BUSS, D.F; OLIVEIRA, R.B; BAPTISTA, D.F. **Monitoriamento biológico de ecossistemas aquáticos continentais**. Rio de Janeiro. Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental. Fundação Oswaldo Cruz, 2008.

CALLAWAY, R.M; PENNING, S.C; RICHARDS, C.L. **Phenotypic Plasticity and interactions among plants**. Montana. University of Montana, 2003.

CARVALHO, M.L. Influence of predation by fish and water turbidity on a *Daphnia gessneri* population in an Amazonian floodplain lake, Brazil. **Hydrobiologia**, v.113: 243-247, 1984.

CASTILHO, M. C. A. Estrutura da comunidade zooplanctônica em áreas de cultivo em tanques rede no reservatório da UHE de Furnas-MG, compartimento Rio Sapucaí. 2013, 122f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas-MG, Alfenas, 2013.

CIANCIARUSO, M.V.; BATALHA, M.A.; SILVA, I.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidade. *Biota Neotrop.* v.9, n.3, 2009.

CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.; GASTON, K.J.; PETCHEY, O.L. **Including intraspecific variability in functional diversity**. Department of Botany, Federal University of São Carlos, São Carlos, Brazil, v.90, 2009.

CIANCIARUSO M. V., SILVA I.A., BATALHA M.A., GASTON K.J., & PETCHEY O.L. (2012) The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14, 205–216.

COELHO-BOTELHO, M. J. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatório. *Boletim da CETESB*, 2004.

COELHO, P. N. Comparação da diversidade da comunidade zooplanctônica ativa e dos ovos de resistência presentes no sedimento do reservatório da UHE de Furnas-MG. 2015, 119f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas-MG, Alfenas, 2015.

CORGOSINHO, P. H. C.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.18, no.2, p. 213-224, 2006.

DEL ÁGUILA, L. M. R. **Gradiente trófico no rio Sapucaí (Reservatório de Furnas-MG): relação com a distribuição do zooplâncton e os usos do solo**. Dissertação (Mestrado)-Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.

DELGADO, P. C. S. **Variação sazonal e espacial da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Furnas, município de Guapé (MG)**. 1999. 114f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, 1999.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**. v.16, 2011.

DODSON, S. L.; CÁCERES, C. E.; ROGERS, D. C. Cladocera and other Branchiopoda. In: **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**. 3rd edn (ed. J. H. Thorp and A. P. Covich. San Diego, CA: Academic Press, 774-828. 2010.

DUGGAN, C.; GREEN, J.D; SCHIEL, R.J. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. **Hydrobiologia** 446/447: 155-164

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. New cladoceran records from Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 64, n.3A, p. 415-422, 2004.

EPE, 2015. Plano Decenal de Energia Elétrica 2024. Empresa de Pesquisa Energética – EPE. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>

ESPÍNDOLA, E.L.G.; MATSUMUTA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C.; TUNDISI, J.G. Spatial Heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the Distribution of Zooplanktonic Species. **Braz. J. Biol.**, vol. 60 (2), p. 179-194, 2000.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M., MENEZES, R., COSTA, IS., PANOSSO, RF., ARAÚJO, M. and ATTAYDE, JL.,. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, vol.11, p.410-421., 2007. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.10>

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M., MENEZES, R., COSTA, IS., PANOSSO, RF., ARAÚJO, M. and ATTAYDE, J.L. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Braz. J. Biol.** 73 (1) 37-52

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP, 2nd ed., 1998.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 2011.

FERNANDO, C.H; TUDORANCEA, C.; MENGESTOU, S. Invertebrate zooplankton predator composition and diversity in tropical lentic Waters. **Hydrobiologia**, 198: 13-31, 1990.

FERRÃO-FILHO A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. F. O. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. **Aquatic Toxicology**, v.59, p. 201–208, 2002.

FERRARI, C. R. Distribuição espacial e temporal da comunidade zooplanctônica no **reservatório de Furnas, com uma comparação entre os rios Grande e Sapucaí**. 2007. 97f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2007.

FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS S/A. **Relatório de análise ambiental**: Programa de modernização de Usinas Hidrelétricas de Furnas Centrais Elétricas S/A., 2008.

GALVÃO, A.M.F. A comunidade zooplanctônica como bioindicador do estado trófico de reservatórios em região semiárida tropical. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2014.

GARRIDO, A.V.; BOZELLI, R. L. The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (GO, Brazil). **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v.27: 28752878, 2000.

GARRIDO, A.V., BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A. and ALVES, L.S. Long-term patterns of the planktonic cladoceran community of Batata Lake, Amazonia, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2003, 15, 41-53.

GLEASON, H.A. Further views on the succession-concept. *Ecology*. v.8, 1927.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. 2 ed. **Oxford: Blackwell Scientific Publications**, 213p., 1978.

GUERSCHI, R. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Análise de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí (Luís Antônio, SP, Brasil). In: SANTOS, J. E. D.&PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos integrados em ecossistemas: Estação ecológica do Jataí**, v.vol. 2, 2000.

HABERMAN, J.; LAUGASTE R., NÖGES, The role of cladocerans reflecting the trophic status of two large and shallow Estonian lakes. *Hydrobiologia*. 584:157-166, 2007.

HART, R. C.; BYCHEK, E. A. Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. **Hydrobiologia**, v. 668, n. 1, p. 61-108, 2011.

HEBERT, P. D. N. Competition in zooplankton communities. *Annales Zoologici Fennici* 19: 349–356. 1982.

JEPPESEN, E., J. P.; JENSEN, M. ; SONDERGAARD; T. Lauridsen. Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in 8 shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. **Freshwater Biology** 50:1616-1627. 2005.

JEPPESEN, E. J. P.; JENSEN, M.; SONDERGAARD, T. L.; LAURIDSEN ; LANDKILDEHUS, F. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology** 45:201-218. 2000.

JEPPESEN, ERIK et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assesmente of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**. 676:279-297, 2011.

KENNEDY, R.H.; WALKER, W.W. “**Reservoir nutrient dynamics**” in **Reservoir Limnology, Ecological Perspectives** editado por K.W. Thornton, B.L. Kimmel e F.E. Payne, Chichester (U.K.), Wiley-Interscience Publ. p. 109-132., 1990.

KIMMEL, B.L., LINDE, O.T. & PAULSON, L.J. Reservoir primary production. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne, F.E. (eds.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, New York. p.133-193. 1990.

KLUG, J.L., FISCHER, J.M., IVES, A.R. and DENNIS, B. Compensatory dynamics in planktonic community responses to pH perturbations. *Ecology*, 81(2), 387-398. 2000.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d’água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LAMPERT, W. Feeding and nutrition in Daphnia. **Memorie dell’Istituto Italiano di Idrobiologia**, v.45: 143–192, 1987.

LANDA, G.G.; BARBOSA, F.A.R.; RIETZLER, A.C.; MAIA-BARBOSA, P.M. Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the State of Minas Gerais, Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 50, n. 4, p. 695-705, 2007

LANDA, G. G.; DEL AGUILA, L. M. R.; PINTO-COELHO, R. M. Distribuição espacial e temporal de Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 24, p. 313-319, 2008.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L.F.M.; LIMA, A. F. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplantônica. In: VAZZOLER, AEAM.; AGOSTINHO, AA.; HAHN, NS. (Ed.). *Planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, p. 117-155, 1997.

LAURETO, L.M.O., CIANCIARUSO, M.V. and SAMIA, D.S.M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, 2015, 13, 112-116. [http:// dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001](http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001)

- LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, J.E.; FORBES, T.D.A. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, 1997.
- LEITÃO, AC., FREIRE, RHF., ROCHA, O.; SANTAELLA, ST. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensis**, vol. 18, p. 451-468, 2006.
- LITCHMAN, E.; OHMAN, M.D.; KIORBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research**. v.35, 2013.
- LYNCH, M. Predation, competition, and zooplankton community structure: an experimental study. **Limnology and Oceanography** 24: 253–272. 1979.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. The theory of island biogeography. Princeton University, Princeton, 1967.
- MACLENNAN, DINGS-AVERY M., C, VINEBROOKE, R. D. Invasive trout increase the climatic sensitivity of zooplankton communities in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology* 60: 1502–1513. 2015.
- MAIA-BARBOSA, P.M.; BRITO, S.; RIETZLER, A.C.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.S. Diversidade do Zooplâncton de Minas Gerais. **Ciência Hoje**, v. 38, p. 67- 69, 2006.
- MÁJEKOVÁ M, PAAL T, PLOWMAN NS, BRYNDOVÁ M, KASARI L, NORBERG A, et al. (2016) Evaluating Functional Diversity: missing trait data and the importance of species abundance structure and data transformation. *PLoS ONE* 11(2): e0149270. doi:10.1371/journal.pone.0149270.
- MANYARY, W; CARVALHO, O. Environmental considerations in energy planning for the amazon region: downstream effects of dams. *Energy Policy* 35, 2007.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Omega, 1983.
- MARZOLF, GR. Reservoirs as environments for zooplankton, In.: THORNTON, K.; KIMMEL, BL.; PAYNE, FE. (Eds.) Reservoir limnology: ecological perspectives. **Wiley Interscience Publication**, New York, pp. 195-208, 1990.
- MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, WG.; WILSON, JB. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 2005.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic system of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.46: 527–553, 1986.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In HENRY, R., org. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio/Fapesp. 800p. 1999.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**, v.504, 2003.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia, Aquatic Biodiversity II**, v. 542, n. 1, p. 367-378, 2005.

MCGILL, B.J.; ENQUIST, B.J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology & Evolution**, v.21, 2006.

MCQUEEN, D. J. et al. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. **Ecological Monographs**, v. 59, n. 3, p. 289-309. 1989.

MEERHOFF, M.; IGLESIAS, C. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. **Freshwater Biology**, v.52, n.6: 1009-1021.

MELO, R. R. R. Alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica e na morfologia de cladóceros relacionadas ao aumento no grau de trofia do reservatório da UHE de Furnas – MG. 2015. 123f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2015.

MELO, R. R. R; COELHO, P. N.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; WISNIEWSKI, C.; MAGALHÃES, S. C. Morphological Abnormalities in Cladocerans Related to Eutrophication of a Tropical Reservoir. **Journal of Limnology**, vol. 76. 2017.

MOREIRA, F.W.A. et al. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 28, e7, 2016.

MORETTO, E.M. Diversidade zooplanctônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do Rio Doce e sua relação com o entorno. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001

MOUCHET, M. A., VILLÉGER, S., MASON, N. W. H. AND MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, 2010.

NEGREIROS, N. F. et al. Composition, diversity and short-term temporal fluctuations of zooplankton communities in fish culture ponds (Pindamonhangaba), SP. **Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 3, p. 785-794, 2009.

_____. et al. First record of *Synchaeta jollyae* (Shiel and Koste, 1993) (Rotifera) in the Neotropical region: Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 227-228, 2011.

_____. et al. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 10, n. 4, p. 173-182, 2010.

_____. Variação anual da diversidade e produção secundária de Rotifera do Reservatório da UHE de Furnas –MG, Brasil. 2010. 212f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

NICOLLE, A. et al. Interactions between predation and resources shape zooplankton population dynamics. **PloS one**, v. 6, n. 1, e.16534, 2011.

NOGUEIRA, M.G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, **Brazil. Hydrobiol.** vol. 455, p. 1-18., 2001.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: Nogueira, M G; Henry, R & Jorcín, A (orgs), *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. 2^a. Ed. Rima, São Carlos. pp 83-125., 2006.

NORBERG, J.; SWANEY, D. P.; DUSHOFF, J.; LIN, J.; CASAGRANDE, R.; LEVIN, A. S. Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: A theoretical framework. **Department of Ecology and Evolutionary Biology**, Princeton University, Princet, 2011.

ODA, S. et al. Morphological changes in *Daphnia galeata* induced by a crustacean terpenoid hormone and its analog. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 1, p. 232-238, 2011.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. Fundamentos de ecologia. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 612 p.

PAGGI, J. C. & JOSE DE PAGGI, S. Zooplankton de ambientes lóticos e lênticos do Rio Paraná Médio. **Acta Limnol. Bras.**, 1990.

PANARELLI, E. A.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.. Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 61, n. 4, p. 577-598, Nov. 2001. <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842001000400007&lng=en&nrm=iso>. <http://dx.doi.org/10.1590/S15196984200100040007>.

PAPA, R. D. S; BRIONES, J. C. A. Climate and human-induced changes to lake ecosystems: what we can learn from monitoring zooplankton ecology. **Journal of Environmental Science and Management** 17: 60–67. 2014.

PEDROZO, C. S.; SCHNECK, F., SCHWARZBOLD, A.; FARIAS, R. N. Respostas da comunidade zooplânctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, Porto Alegre, 102(2):142-149, 2012.

PERBICHE-NEVES, G.; FILETO, C.; LAÇO-PORTINHO, J.; TROGUER, A.; SERAFIM-JUNIOR, M. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. **Lat Am. J. Aquat. Re.** 41 (1):138-149. 20013.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol.*, 2006.

PINTO-COELHO, R. M.; CORGOSINHO, P. H. Alterações na estrutura do zooplâncton em resposta a um gradiente de trofia no reservatório de Furnas, Minas Gerais. In: Anais do VII SEMINÁRIO DE ECOLOGIA, 8, 1998.

PINTO-COELHO, R.M. **Fundamentos de Ecologia**. Porto Alegre: Artes Médicas Sul, 2000.

PINTO-COELHO, R.M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais, In: BICUDO, C.E.M; BICUDO, D.C. Amostragem em Limnologia. São Carlos. 2003.

PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F.; MORAIS JUNIOR, C. A. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 2, p. 325-338, 2005.

PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. 2012. Functional Groups. In: Quantifying Functional Biodiversity. Springer Netherlands, pp. 9–25.

THORSTEN B. H. REUSCH; ANNELI EHLERS, AUGUST HAMMERLI; BORIS WORM. **Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity**. *Pnas*. v.102, n. 8, 2005.

REICHWALDT, E. S.; SONG, H.; GHADOUANI, A. Effects of the distribution of a toxic *Microcystis* bloom on the small scale patchiness of zooplankton. **PloS one**, v. 8, n. 6, p. e66674, 2013.

RELATÓRIO UHE DE FURNAS. Furnas Centrais Elétricas S. A. Belo Horizonte: Plâncton Consultoria LTDA, 110p., 2004.

Ricotta, C. **Through the jungle of Biological Diversity**. Department of Plant Biology. University of Rome La Sapienza, Rome, Italy, 2005.

ROCHA, S. F. Influência do cultivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques rede na qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, MG. 2001, 150f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2001.

SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. Composition and abundance of Zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil: **Brazilian Journal of Biology**, 2002.

SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71:359-385

SANTOS, G.B.; FORMAGIO, P.S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Infor.Agrop.**, v. 21, n. 203, p.98-106, 2000.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J. Distribuição especial e produção secundária da comunidade zooplânctônica do Reservatório de Barra Bonita-SP. Tese Doutorado em Ciências: Centro de Ciências e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 1998.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; ROCHA, O. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brasil. **Braz. J. Biol.**, v. 67, n. 2, p. 223-33, 2007.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., SILVA, L.C., LEONE, IC., LAUDARES-SILVA, R.; ROCHA, O. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Braz. Jour. Biol.**, v.67, n.4, p. 791-793, 2007.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. et al. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 287-301, 2011.

SARMA, S.; NANDINI, S.; GULATI, R. D. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia*, v.542, n.1: 315-333. 2005.

SAX, D.F.; GAINES, S.D. **Species diversity: from global decreases to local increases.** *Trends in Ecology and Evolution*, v.18, 2003.

SERAFIM-JÚNIOR, M. *et al.* Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, 100(3):233-241, 2010.

SCHEFFER, M., 2001. Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World* 1: 254–263. SEGERS, H. **The Lecanidae (Monogononta)**. University of Gent. Gent, Belgium, 1995.

SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M. A. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII. Zooplâncton. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 12, n. 1, p. 187-207, 1985.

SILVA, W.M. Caracterização do reservatório de Nova Ponte (MG) nos meses de fevereiro e julho com ênfase na composição e distribuição do zooplâncton. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 101p.

SILVA, L. C. Variação espacial e temporal da diversidade e biomassa da comunidade zooplânctônica em 35 pontos do reservatório da UHE de Furnas – MG. 2011 306f. Dissertação.(mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

SILVA, E. S. **Variação nictemeral da comunidade zooplânctônica no reservatório da UHE de Furnas (compartimento rio Sapucaí)**. Dissertação (mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Federal de Alfenas, Minas Gerais, 2015.

SIMBERLOFF, D. Community ecology: is it time to move on?. **American Naturalist**, v.163, 2004.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. Produção de Plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. São Carlos: Rima, 106p. 2001.

SMITH, A.; SANDEL, B.; KRAFT, N.; CAREY, S. Characterizing scaledependent community assembly using the functional-diversity-area relationship. **Ecology**, v.94, 2013

SOBRAL, F.E.; CIANCIARUSO, M. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**, 2012.

SODRÉ, E. O. **Diversidade funcional da comunidade zooplanctônica em um lago de planície de inundação**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro/RJ. 72 p, 2014.

SONDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J.P. & AMSINCK, S.L. WATER Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. **Journal of applied Ecology** 42:616-629. 2005.

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; SOUZA, M. B. G. Occurrence of abnormalities on labral keel of *Coronatella monacantha* (Cladocera, Anomopoda, Chydoridae) in a population from Ceará, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 797-798, 2011.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos: ILEC/IEE, 2000. v. 9, 280p.

SUN, X. et al. Large-scale field evidence on the enhancement of small-sized cladocerans by *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China. **Journal of Plankton Research**, v. 1, n. 10, p. 1–11, 2012.

TAKAHASHI, E. M. et al. Longitudinal distribution of cladocerans (Crustacea) in a Brazilian tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n.3, p. 257-265, 2005.

TAKAHASHI, E.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; DIAS, D. J.; 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.*, vol. 31(3), p. 227-234, 2009.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology** 67:1167-1179, 1986.

TER BRAAK, C. J. F. & PRENTICE, I. C. The theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research** 18:271-317,1988.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, L.B.; FONEST, E.P. Reservoir Limnology: ecological perspectives. New York: John Wiley, 246p., 1990.

TILMAN, D., REICH, P.B., KNOPS, J., WEDIN, D., MIELKE, T. and LEHMAN, C. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294(5543), 843-845. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1060391>, 2001.

TILMAN, D. Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed), 2011.

TOLEDO, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E

AMBIENTAL.1983. Camboriú. **Anais...**Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, p.1-34, 1983.

TUNDISI, J.G. (ed.) Limnologia e manejo de represas. Série Monografias em Limnologia. Vol. I, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Tomo I, 506 p., Tomo II, 432 p, 1988.

TUNDISI, J.G. **The environment impact assessment of lakes and reservation.** In SALÁNSKI, J; ITSVÁNOVICS, V. Limnological bases of lake management, 1993.

TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T., FUKUARA, H., MITAMURA, O., ROCHA, O., GUILLÉN, S.M., HENRY, R., CALIJURI, M.C., IBÁÑES, M.S.R., ESPÍNDOLA, E.L.G. & GOVONI, S. Limnology of fifteen lakes. In Limnological studies on the rio Doce Valley Lakes, Brazil. (J.G. Tundisi & Y. Saijo, eds). Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo, São Carlos, p.409-440, 1997.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI.** Enfrentando a escassez. São Carlos. Instituto Internacional de Ecologia, 2003.

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; ABE D. S.; Rocha, O. & Starling, F. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. Pp 203-204. In: A.C. Rebouças, B. Braga, B & J. G, 2006.

VAN DAMME, K.; KOTOV, A.A.; DUMONT, H. J. Redescription of *Leydigia parva* Daday, 1905 and assignment to *Parvalona* gen. nov. (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae). **Journal of Natural History**, vol. 39 (23), p. 2125-2136, 2005.

VAN DAMME, K.; KOTOV, A. A.; DUMONT, H.J. A checklist of names in *Alona* Baird (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) and their current status: an analysis of the taxonomy of a lump genus. *Zootaxa*, p. 1-63, 2010.

VIEIRA, ANA CAROLINA BRITO et al. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. **Acta Limnol. Bras. (Online)**, Rio Claro, v.23, n.1, p.48-56, Mar. 20. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179975X2011000100006&lng=en&nrm=iso>. acesso em 01 Setembro, 2017. <http://dx.doi.org/10.4322/actalb.2011.018>.

VITTI, T. Diversidade e biomassa da comunidade zooplantônica e produção secundária (Cladocera e Rotifera) em pontos com influência do esgoto sanitário no reservatório da UHE de Furnas-MG, município de Alfenas. (Dissertação de Mestrado). 2013.

VOGT, R.J., PERES-NETO, P.R. and BEISNER, B.E. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, 122(12), 1700-1709. 2013.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol 1.3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p. 2005.

WEBB, C.O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am. Nat.*, 2000.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D.D.; MCPEEK, M.A.; DONOGHUE, M.J. **Phylogenies and community ecology**. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2002.

WEIHER, E.; KEDDY, P.A. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos*, 1995.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1993.

WETZEL, RG. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp, 2001

WILLIAMSON C. E.; REID, J. W. Copepoda, In: Likens, G. E. **Encyclopedia of Inland Waters**, Academic Press, Oxford, p. 633-642. 2009.

ZANATA, L.H. Heterogeneidade ambiental do Reservatório de Salto Grande (Americana,SP) com ênfase na distribuição das populações de Cladocera. 1999. 218 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Centro de Recursos Hidráulicos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

ZANATA, L. H. et al. Morphological abnormalities in Cladocera (Branchiopoda) in a cascade of reservoirs in the middle and lower Tiete river (Sao Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 681-682, 2008.

ZILLI, G.; MARIMON, B.S.; CARVALHO, M. A. C.; SOBRAL, F. L.; JUNIOR, B. H. M. Avaliação temporal das características funcionais de espécies arbóreas em fitofisionomias da transição Cerrado-Amazônia. Mato Grosso, Brasil. **Biotemas**, 2014.