

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

ROSA MARIA DIAS

**Padrões de variações espacial e temporal na estrutura funcional de
assembleias de peixes em reservatórios Neotropicais**

Maringá
2015

ROSA MARIA DIAS

Padrões de variações espacial e temporal na estrutura funcional de assembleias de peixes em reservatórios Neotropicais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Maringá
2015

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

D541p Dias, Rosa Maria, 1976-
 Padrões de variações espacial e temporal na estrutura funcional de assembleias de
 peixes em reservatórios Neotropicais / Rosa Maria Dias. -- Maringá, 2015.
 88 f. : il. (algumas color.).

 Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
 Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2015.
 Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

 1. Peixes de água doce - Reservatórios - Guildas tróficas - Brasil. 2. Peixes de água
 doce - Reservatórios - Diversidade e traços funcionais - Brasil. 3. Peixes de água doce -
 Reservatórios - Estrutura trófica - Brasil. I. Universidade Estadual de Maringá.
 Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes
 Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.17630981
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ROSA MARIA DIAS

Padrões de variações espacial e temporal na estrutura funcional de assembleias de peixes em reservatórios Neotropicais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaki
Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul (UEMS)

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 25 de março de 2015.

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

Dedico esta tese, a minha família por todo amor, apoio, incentivo e compreensão durante esta fase de formação. Principalmente meu pai (João Dias), minha mãe (Juercina Maria Dias), meu esposo (Geraldo M. Catanio) e meu maior tesouro, minha querida filha (Giovanna Dias Catanio). Vocês são meu alicerce!!

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho, por tantos anos de orientação, confiança, sugestões e por me conceder autonomia na condução desta tese. Foi uma honra tê-lo como orientador desde a iniciação científica. Sou imensamente agradecida pela experiência que compartilhaste e pelo exemplo de integridade profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de doutorado e ao Programa de Excelência Acadêmica (PROEX) pelo custeio das coletas para a realização do Exame Geral de Qualificação e participação em congressos durante o doutorado.

À todos(as) os(as) professores(as) do PEA, pelas aulas e ensinamentos, e em especial ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes que por inúmeras vezes esteve prontamente disponível a me socorrer com as análises estatísticas. Aprendi muito com o senhor, muito obrigada!!!

À Karla Danielle Gaspar da Luz-Agostinho (Limnobios consultoria ambiental) e ao Carlos Sérgio Agostinho (Neamb – UFT) por fornecerem os dados da ictiofauna do reservatório de São Salvador – TO.

Ao Nupélia, por disponibilizar o banco de dados da ictiofauna dos reservatórios de Caxias – PR, Corumbá – GO e Jordão – PR.

À todos os funcionários do PEA e Nupélia, em especial às secretárias do PEA, Aldenir Oliveira e Jocemara dos Santos. Aos funcionários da Biblioteca Setorial do Nupélia, Maria Salete e João por toda ajuda. Ao Jaime Luiz Pereira pela produção dos mapas utilizados nesta tese. E à Rosi, por todo auxílio durante este período.

Aos queridos amigos do laboratório (MLDM), pela agradável convivência diária e discussões, vocês são essenciais (Jean Carlo Ortega, Anielly Oliveira, Natália Lacerda dos Santos, Raffael Tófoli, Mirtha Angulo Valencia, Larissa Pereira e Ángela Gutiérrez).

Aos colegas do PEA, em especial Robertson Fonseca por demonstrar o quanto uma pessoa pode ser apaixonada pelos rios Ivaí e Piquiri. Grande sorte esses rios tem! Viva os rios!!! E a Joao Carlos da Silva, pela amizade, auxílio nas coletas para o EGQ e pelas discussões de grandes ideias.

À minha família, meus pais, meus irmãos (Reginaldo e Rodrigo), minhas cunhadas (Eliane e Cristina), meus sobrinhos e sobrinhas, meu esposo, minha filha e aos demais familiares, todos completam a minha vida e fazem a minha existência ter sentido.

À meu grande amigo Anderson Ferreira, mesmo distante nossa amizade continua sólida.

À banca examinadora pelas valiosas contribuições.

À Deus, por estar sempre presente em minha vida e iluminando meu caminho!

Tudo passa...

E tudo à seu tempo...

Padrões de variações espacial e temporal na estrutura funcional de assembleias de peixes em reservatórios Neotropicais

RESUMO

A construção de reservatórios hidrelétricos em grandes rios brasileiros é uma das principais fontes de impactos para a ictiofauna. As alterações no regime hidrológico levam a mudanças na disponibilidade de alimento e nos *habitats* reorganizando as assembleias de peixes e conseqüentemente modificações na estruturação trófica das assembleias de peixes. O reservatório pode funcionar como filtro ambiental e selecionar determinados traços funcionais das espécies após o represamento. Avaliar como esse processo de reorganização das guildas tróficas e seleção de traços funcionais ocorrem nos reservatórios Neotropicais proporciona melhor compreensão dos impactos sobre as assembleias de peixes. Avaliou-se a estrutura trófica das assembleias de peixes de quatro reservatórios Neotropicais investigando as alterações decorrentes da formação dos empreendimentos na riqueza de espécies, abundância e biomassa nas distintas guildas tróficas. Considerou-se as condições ambientais formadas com o reservatório de São Salvador – TO, como filtro ambiental para as espécies de peixes que ocupam o ambiente represado, selecionando traços funcionais distintos entre as zonas do reservatório. Avaliar também a diversidade funcional (RAO) nas zonas do reservatório. Os principais padrões demonstrados foram quanto as alterações nas guildas tróficas, com incremento na riqueza de piscívora. Decréscimo nas abundâncias e biomassa das guildas herbívora e insetívora, e aumento na planctívora. As demais guildas apresentaram tendências distintas entre os reservatórios avaliados. Constatamos que o reservatório apresentou gradiente longitudinal definido pelas condições ambientais alteradas pelo represamento do rio. Condições particulares da zonation do reservatório selecionaram traços funcionais característicos das espécies de peixes. Na zona fluvial os traços funcionais correlacionados com as espécies mais favorecidas foram os migradores de longa distância, de hábito alimentar piscívoro e comportamento pelágico. Para a zona de transição, as espécies que apresentaram traços funcionais relacionados ao tipo de uso do *habitat* pelágico e bentopelágico, pertencentes a guilda piscívora, insetívora e migradores de longa distância foram as mais prejudicadas. Na zona lacustre, as espécies prejudicadas foram as de comportamento bentopelágico e migradores de longa distância. A diversidade funcional apresentou maiores valores na zona lacustre, porém somente nessa zona houve tendência ao declínio. O aumento na diversidade funcional foi constatado nas zonas de transição e fluvial após o represamento. As alterações no rio, advindas da formação do reservatório, modificaram as características abióticas, que levaram a redistribuição dos traços funcionais das espécies ao longo da área represada. O aumento da diversidade funcional nas zonas fluvial e transição podem indicar menor redundância funcional das espécies nessas zonas.

Palavras chave: Guildas tróficas. Grupos funcionais. Traits. Índice de entropia quadrática (RAO). Diversidade funcional. Peixes de reservatório.

Variations in spatial and temporal patterns in the functional structure of fish assemblages on Neotropical reservoirs

ABSTRACT

The construction of hydroelectric and its associated reservoirs in large Brazilian rivers is the main source of disturbance to the ichthyofauna. Changes in the hydrological regime, food availability and habitats induce the reorganization of fish assemblages. Thus, it is expected that these changes will alter the trophic organization of the fish assemblages. Furthermore, the reservoir can act as an environmental filter and select certain functional traits after impoundment. Understanding how these processes occurs in Neotropical reservoirs provides a better understanding of how these impacts can act on the fish assemblage. This way, in the first approach, it was evaluated the trophic structure of fish assemblages in four Neotropical reservoirs, aiming to investigate its changes on the species richness, abundance and biomass in the different trophic guilds. The second approach considered the environmental conditions in the São Salvador reservoir - TO as an environmental filter for fish species from the impounded area, by selecting different functional traits among the zones of the reservoir and evaluating the functional diversity (RAO) in these areas. The main patterns found in the trophic guilds structure were an increase in the piscivorous richness in addition to decrease in herbivorous and insectivorous abundance and biomass, and increase of these attributes in the planktivorous guild. The other guilds showed distinct trends among the evaluated reservoirs. In regard to the functional traits, we found that the reservoir presented a longitudinal gradient of environmental conditions that were changed by damming the river. These different conditions among the zones indicated the selection of distinct functional characteristics of fish species. In the fluvial zone, the functional traits correlated with the most favored species were long distance migration behavior, piscivorous food habit and pelagic behavior. For the transition zone, the most affected species were those with functional traits related to pelagic and benthopelagic habitat, piscivorous and insectivorous guilds, and long distance migration behavior. In the lacustrine zone, the affected species were those with benthopelagic and long distance migratory behavior. The lacustrine zone presented the highest functional diversity, though that was the only zone were the functional diversity tended to decrease. Thus, it was found an increased functional diversity in the transition and fluvial zones after impoundment. This result was attributed to the displacement of species searching for environments with better survival conditions. The reservoir worked as an environmental filter selecting species with distinct functional traits among the considered zones.

Keywords: Trophic guilds. Functional groups. Traits. RAO. Functional diversity. Ichthyofauna of reservoirs.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas *Environmental Biology of Fishes*. Disponível em:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10641> e da *Hydrobiologia*.

Disponível em:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	12
2 PADRÕES DE VARIAÇÕES NA ESTRUTURA TRÓFICA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS NEOTROPICAIS	14
RESUMO	14
2.1 INTRODUÇÃO	16
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.2.1 Área de estudo.....	18
2.2.2 Análise dos dados.....	21
2.3 RESULTADOS.....	23
2.3.1 Riqueza das guildas tróficas.....	23
2.3.2 Abundância das guildas tróficas.....	28
2.3.3 Biomassa das guildas tróficas.....	32
2.4 DISCUSSÃO	36
REFERÊNCIAS	40
3 RESERVATÓRIO COMO FILTRO AMBIENTAL PARA ASSEMBLEIAS DE PEIXES: QUAIS TRAÇOS FUNCIONAIS SÃO SELECIONADOS?	44
RESUMO	44
3.1 INTRODUÇÃO.....	46
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	49
3.2.1 Área de estudo.....	49
3.2.2 Coleta dos dados.....	49
3.2.3 Análise dos dados	52
3.3 RESULTADOS.....	56
3.4 DISCUSSÃO	62
REFERÊNCIAS	66
4 CONCLUSÃO FINAL	70
APÊNDICE – Lista de ocorrência de espécies de peixes e traços funcionais.....	71

1 INTRODUÇÃO GERAL

As usinas hidrelétricas tem-se tornado elemento comumente observado nas paisagens dos grandes rios brasileiros. Considerada uma das atividades antrópicas de maior impacto para os ecossistemas hídricos (Agostinho et al. 2007), os conflitos existentes entre preservação ambiental e desenvolvimento econômico estão longe de alcançar o patamar desejável para amenizar os impasses destas ações. Principalmente, quando se considera as regiões sul e sudeste do Brasil, que já apresentam saturação da matriz hidrelétrica, com cerca de 80% de seus rios já represados (Agostinho et al. 2007).

Os impactos advindos da construção de reservatórios em rios brasileiros têm sido intensamente avaliados, e avanço considerável foi atingido com relação ao conhecimento sobre a ictiofauna e também sobre diversos atributos das comunidades. No entanto, a maioria das avaliações concentram seus esforços nas áreas de influência dos empreendimentos, de maneira a considerar somente a fase após o fechamento das barragens e com enfoque na autoecologia das espécies. Além disso, a maior parte dos reservatórios brasileiros foram construídos na década de 50 (Agostinho et al. 2007), inviabilizando os estudos prévios, que passaram a ser exigidos no processo de licenciamento ambiental somente em 1986, com a resolução 01 do CONAMA. Só a partir de então, passou-se a ter informações das comunidades de peixes antes dos represamentos. Assim, a investigação de padrões em macroescala sobre os impactos de reservatórios na ictiofauna ainda é incipiente, devido principalmente a complexidade, a particularidades desses ecossistemas bem como a carência de informações de longo prazo para tal aplicação.

A abordagem proposta que avalia os padrões nas alterações da estrutura trófica das assembleias de peixes em quatro reservatórios da região Neotropical, favorece esta perspectiva e poderá auxiliar no entendimento dos processos que envolvem os impactos advindos do represamento do rio, de maneira a considerar todas as espécies de peixes dos reservatórios em questão. As avaliações dos impactos agrupando diversos reservatórios são raras, porém muito importantes quando se considera a busca de padrões gerais.

A opção brasileira pela hidroeletricidade em sua matriz energética e a necessidade de atender a demandas crescentes de energia está refletida na projeção de

expansão dos aproveitamentos hídricos, principalmente na região norte do Brasil (Ferreira et al. 2014). Assim, a região amazônica tem sido cada vez mais assediada para a implantação de grandes empreendimentos hidrelétricos (Ferreira et al. 2014). Atualmente, há projetos para a construção de usinas em quase todas as grandes bacias hidrográficas do norte, um processo que, se consumado, promoverá profundas transformações de ordem ambiental, social e econômica na região (Agostinho et al. 2009). Essa perspectiva expressa a urgente necessidade de compreender os impactos dos represamentos nos ecossistemas amazônicos.

Na bacia do rio Tocantins, por exemplo, já existe uma série de grandes barragens instaladas como as UHEs Serra da Mesa, Cana Brava, São Salvador, Peixe Angical, Lajeado, Estreito e Tucuruí. Além dessas, há outros empreendimentos hidrelétricos projetados (Tupiratins, Serra Quebrada e Marabá). Esses reservatórios estão transformando os 2.750 km do rio Tocantins numa sucessão de reservatório (Agostinho et al. 2007; Agostinho et al. 2009). Essas obras têm sido construídas sem o tempo necessário para uma avaliação consistente dos impactos causados na diversidade biológica desse rio que, está localizado em uma região de alta biodiversidade. Isso é agravado pela escassez de informações disponíveis sobre a ecologia das espécies na região Amazônica, que em geral apresentam trabalhos com a abordagem de medidas tradicionais de diversidade utilizando índices de diversidade (como Shannon e Simpson – Magurran 2004), as características de história de vida das espécies são negligenciadas, as espécies são consideradas equivalentes (Cianciaruso et al. 2009).

Sabe-se que, com a formação de um reservatório, as condições ambientais são modificadas (Ward & Stanford 1983; Wetzel 1990; Fernando & Holčík 1991; Ward & Stanford 1995; Agostinho et al. 2008). As modificações impostas pelo reservatório podem funcionar como filtro ambiental para as espécies de peixes, cada zona do reservatório apresentaria espécies com traços funcionais específicos. Neste contexto, atribuiu-se a abordagem funcional, as espécies foram caracterizadas de acordo com os papéis funcionais que desempenham em seu *habitat*. Esta abordagem, com a classificação funcional das espécies, tem sido utilizada para avaliar a estrutura de comunidades em relação a distúrbios ambientais, visto que *habitats* com pressões ambientais similares devem ter espécies com características funcionais semelhantes (i.e., traços funcionais semelhantes; Poff & Allan 1995; Cornwell et al. 2006). Através dos traços funcionais das espécies podemos quantificar a diversidade funcional em uma

comunidade. Inferências através dos traços funcionais em assembleias de peixes são consideradas promissoras em estudos que envolvem ambientes impactados (Mouillot et al. 2013), dado que permitem o estabelecimento de padrões de associação entre a estrutura das assembleias e as condições do meio, independentemente de aspectos de ordem taxonômica (Cianciaruso et al. 2009). Tais padrões de associação podem ser definidos no espaço e no tempo, e podem ser impostos por filtros ambientais, similaridade limitante ou pela neutralidade.

Os filtros ambientais assumem que espécies coexistentes são mais similares uma a outra do que se esperaria ao acaso, pois as condições ambientais agem como filtro permitindo que um pequeno espectro de espécies possa sobreviver (Zobel 1997). Já, a similaridade limitante prediz a coexistência estável de espécies mais dissimilares funcionalmente, pois em geral as espécies estão em competição, e a competição é maior entre espécies que são mais similares (MacArthur & Levins 1967). A teoria neutra (Hubbell 2001), por sua vez, afirma que as espécies coexistem e persistem em um sistema independente de seus traços, pois indivíduos e espécies são considerados equivalentes.

REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68(4): 1119-1132
- Agostinho CS, Oliveira RJ, Pelicice FM (2009) Monitoramento da ictiofauna na área de influência da UHE São Salvador. Relatório final. Porto Nacional, TO
- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 1-11
- Cornwell WK, Schwilk DW, Ackerly DD (2006) A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87: 1465–1471
- Fernando, CH, Holčík J (1991) Fish in reservoirs. *Hydrobiologia* 76(2): 149 – 167
- Ferreira et al (2014) Brazil's environmental leadership at risk. *Science* 346: 706-707
- Hubbell SP (2001) The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University, Princeton
- MacArthur R, Levins R (1967) The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* 101: 377-385
- Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Oxford, Blackwell

Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, Mason NWH, Bellwood DR (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3): 167-177

Poff NL, Allan JD (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606-627

Ward JV, Stanford JA (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* v. II: 105-119

Ward JV, Stanford JA (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine TD, Bartell SM (eds) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science, Michigan

Wetzel RG (1990) Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: Thorton KW, Kimmel BL, Payne FE (eds) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*, A Wiley-Interscience, New York

Zobel M (1997) The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12: 266-269

2 PADRÕES DE VARIAÇÕES NA ESTRUTURA TRÓFICA DE ASSEMBLEIA DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS NEOTROPICAIS

RESUMO

Avaliou se as alterações na composição da dieta dos peixes, resultantes do represamento, têm implicações na estrutura trófica das assembleias de peixes em reservatórios Neotropicais. Assim, avaliou-se a hipótese de que as alterações impostas pelos represamentos levam a alterações na estrutura trófica das assembleias de peixes (riqueza, abundância e biomassa), com respostas distintas entre as guildas tróficas (herbívoros, insetívoros, invertívoros, onívoros, piscívoros e planctívoros). Para isso foram utilizados os materiais biológicos coletados nas áreas lacustres de reservatórios das bacias do rio Paraná (rio Iguçu: UHEs Caxias e Jordão - PR; rio Corumbá: UHE Corumbá - GO) e rio Tocantins (UHE São Salvador – TO), considerando os períodos anterior e posterior ao represamento. A classificação dos peixes em guildas tróficas foi realizada com base em análises da dieta e contida em publicações e relatórios técnicos. As alterações na riqueza foram avaliadas através do número médio de espécie por amostra, enquanto para abundância e biomassa dentro das guildas tróficas através dos valores médios de CPUE (número de indivíduos ou peso capturado em 1000m² rede, em 24h). Todos os componentes da estrutura trófica considerados mostraram-se dissimilares entre as fases, com respostas distintas entre as guildas tróficas. As guildas tróficas melhores sucedidas nos reservatórios foram a piscívora e a planctívora, ao contrário das herbívoras e insetívoras. As guildas detritívora, onívora e invertívora apresentaram variações distintas entre os reservatórios. Essas alterações podem ser atribuídas as modificações bióticas e abióticas decorrentes do represamento e na disponibilidade dos recursos alimentares, além dos ajustes derivados da movimentação dos peixes para fora do novo ambiente.

Palavras-chave: colonização em reservatórios, ictiofauna, guildas tróficas, grupos funcionais.

Abstract. This study had to goal evaluate changes in fish diet composition resulting from the impoundment had implications in the trophic structure of fish assemblages in neotropical reservoirs. Thus, we evaluated the hypothesis that the changes imposed by dams leading to changes in the trophic structure of fish assemblages (richness, abundance and biomass), with different responses between trophic guilds (herbivorous, Insectivora, invertivores, omnivorous, piscivorous and planktivorous). For this we used the biological materials collected in the lake areas of reservoirs of the basins of the Paraná River (Iguaçu River: UHEs Caxias and Jordão - PR; Corumbá River: UHE Corumbá - GO) and Tocantins River (UHE São Salvador - TO), considering the periods before and after the impoundment. The fish classification in trophic guilds was based on analyzes diet previous and obtained in publications and technical reports. Changes in richness were evaluated by the average number of species per sample, while for abundance and biomass within the trophic guilds through the average values of CPUE (number of individuals or weight captured in 1000m² of nets in 24h). Analyses of variation patterns were carried out with ANOVA and PCoA. All trophic structure components considered proved dissimilarities between phases, with different responses between trophic guilds. Trophic guilds successful in the reservoirs were piscivorous and planktivorous, opposed to herbivorous and insectivorous. The detritivorous, omnivorous and invertivorous guilds showed distinct variations between the reservoirs. These changes can be attributed to biotic and abiotic modifications as a result of damming and the availability of resources, and the adjustments of fish displacement to out of the new environment.

Key-words: colonization in reservoirs, fish fauna reservoirs, trophic guilds, functional groups.

2.1 INTRODUÇÃO

A construção de reservatórios hidrelétricos em grandes rios brasileiros representa a principal fonte de perturbações para a ictiofauna (Agostinho et al. 2008). O novo ecossistema criado com o represamento difere em muitos aspectos de um sistema fluvial natural (Poff et al. 1997), destacando-se a alteração das condições hidrológicas originais, perda de *habitats* e modificações na dinâmica de matéria, energia e nutrientes. Essas mudanças podem ser percebidas já na fase de enchimento do reservatório (Agostinho et al. 1999). Nesta fase e períodos seguintes, a incorporação da matéria orgânica terrestre ao sistema aquático eleva de modo excepcional a disponibilidade de alimento e tornam outros raros (Agostinho et al. 2007). Grande parte da ictiofauna enfrenta dificuldades na recolonização dos novos ambientes “criados” ou modificados pelo represamento, pois a maioria das espécies não possui pré-adaptações para sua ocupação (Fernando & Holčík 1991; Dias et al. 2005; Agostinho et al. 2008). Uma das consequências desse processo é a reorganização das comunidades, dos grupos funcionais e das interações tróficas entre as espécies (Hahn et al. 1998). Este fato leva ao favorecimento de algumas espécies de peixes, particularmente aquelas que apresentam maior plasticidade na dieta e poucas restrições nas demais estratégias de vida (Hahn & Fugi 2007). Muitas espécies de peixes Neotropicais alteram suas dietas quando um determinado alimento se torna altamente disponível, sendo o processo denominado adaptabilidade trófica por Gerking (1994) ou plasticidade alimentar (Lowe-McConnell 1987). Essa plasticidade facultada a uma dada espécie chegar ao extremo de ocupar múltiplos níveis tróficos da cadeia, eventualmente todos (Wootton 1999).

Em regiões tropicais, diversos fatores têm dificultado a busca de padrões gerais que caracterizem os efeitos dos represamentos em maiores escalas espaciais. Uma das dificuldades na obtenção desses padrões refere-se às peculiaridades de cada reservatório e sua fauna (Agostinho et al. 1999). Assim, a estruturação das assembleias, durante o processo de colonização, depende das características de cada reservatório, além da ictiofauna do rio que lhe deu origem (Fernando & Holčík 1991). Mesmo diante dessas particularidades os empreendimentos hidrelétricos fornecem uma oportunidade única, em macro-escala e em condições ecológicas reais, para testar diversas hipóteses (Hahn & Fugi 2007).

Uma alternativa para contornar os problemas advindos das particularidades de cada reservatório e das múltiplas interações específicas na obtenção de padrões de alterações decorrentes dos represamentos seria a abordagem baseada em guildas. De

acordo com Root (1967), guilda pode ser definida como “grupo de espécies que explora a mesma classe de recursos ambientais de forma similar”. A classificação baseada em guilda está fundamentada na agregação das espécies sem levar em conta a posição taxonômica (Root 1967; Simberloff & Dayan 1991; Gerking 1994;). Esta ferramenta torna-se importante na avaliação de grupos de espécies com características semelhantes, pois essas tendem a responder de forma parecida ao longo de gradientes ambientais ou a distúrbios específicos (Root 1967; Austen et al. 1994; Gowns 2004; Welcomme et al. 2006). Desta forma, esta abordagem simplifica a análise da comunidade, proporcionando uma unidade operacional entre as espécies individuais e a comunidade como um todo (Root 1967; Welcomme et al. 2006). Auxilia nas predições das alterações das comunidades, visto que as respostas de um grupo se torna mais previsível do que as de espécies individuais (Austen et al. 1994). Outra vantagem da classificação das espécies de peixes em guildas é que permitem que a estrutura das assembleias seja comparada diretamente entre diversas regiões ou ambientes (Matthews 1998; Gowns 2004; Vasconcelos et al. 2014), tornando os estudos extrapoláveis e de âmbito global. Nessas circunstâncias, a comparação da estrutura trófica dos peixes (em guildas) em tempos distintos pode facilitar o entendimento da dinâmica de impactos, pois confere uma ideia geral das populações prejudicadas ou favorecidas com a perturbação da construção de reservatórios (Agostinho et al. 2009).

A guilda piscívora é favorecida após os represamentos (Agostinho et al. 1999; Novakowski et al. 2007), e espera-se que, com a incorporação da área terrestre, o incremento dos recursos alimentares e nutrientes a onivoria, insetivoria, detritivoria e planctivoria sejam também favorecidas. Já as espécies com hábitos alimentares dependentes da matéria alóctone, como frutos e sementes (Agostinho et al. 2008) podem apresentar queda em suas populações após o represamento de um rio. Ainda, as espécies da guilda invertívora, por apresentar hábito alimentar dependente do fundo do rio (como macroinvertebrados), podem sofrer depleções no reservatório, visto que a colonização dos macroinvertebrados aquáticos pode ser dificultada devido às baixas concentrações de oxigênio nas regiões lacustres (Moretto et al. 2003; Santos et al. 2016).

Nesse contexto, este estudo avalia a estrutura trófica das assembleias de peixes de reservatórios neotropicais, investigando as alterações decorrentes de represamento, buscando identificar padrões temporais de variação na riqueza de espécies, abundância e biomassa nas distintas guildas tróficas. Para a busca de padrões foi avaliado quatro

reservatórios de regiões diferentes no território brasileiro. A hipótese testada foi a de que as alterações impostas pelos represamentos levam a alterações na estrutura trófica das assembleias de peixes (riqueza, abundância e biomassa), com respostas distintas entre as guildas tróficas, devido a disponibilidade diferenciada de recursos alimentares. A predição avaliada foi: as guildas piscívora, onívora, detritívora, insetívora e planctívora tendem a aumentar após o represamento; já as guildas herbívora e invertívora apresentarão o padrão oposto às guildas anteriores.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido com os dados da ictiofauna coletada nas imediações do eixo da barragem (zona lacustre), na fase rio e após a formação do reservatório, sendo essa área selecionada por ser esperado ser aquela com maior alteração após o represamento (Agostinho et al. 2007). Nessa análise foram considerados dados de quatro reservatórios construídos em rios brasileiros (Figura 1; Tabela 1), os quais foram considerados réplicas.

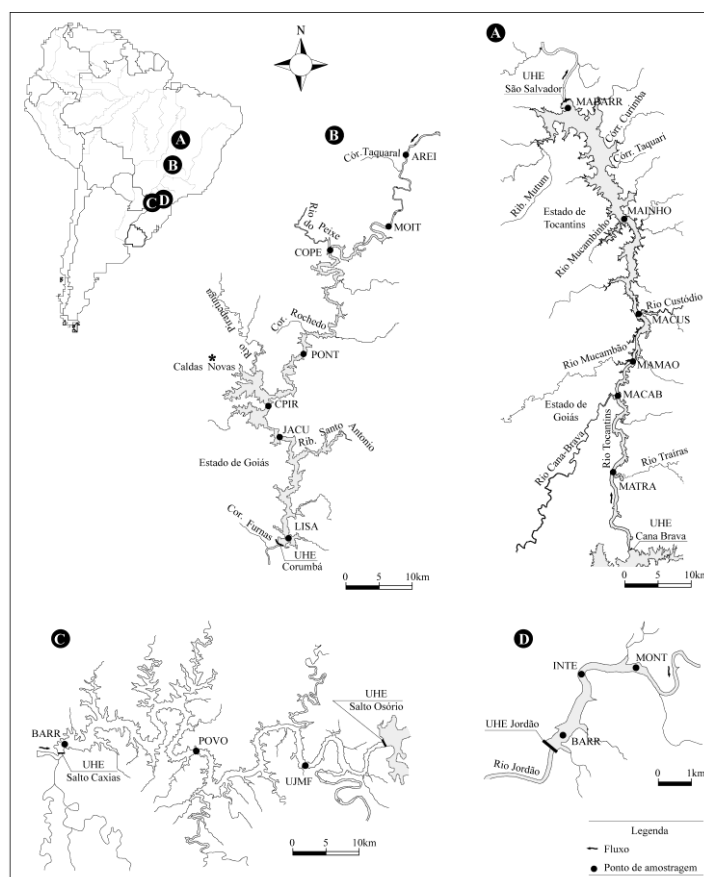


Figura 1 - Localização dos reservatórios amostrados e pontos de coleta na zona lacustre. A = São Salvador, B = Corumbá, C = Caxias e D = Jordão.

Tabela 1. Reservatórios estudados e período de coleta

Reservatório	Período	Rio
UHE São Salvador	pré: agosto/2007 a agosto/2008 pós: dezembro/2009 a novembro/2011	Tocantins – TO
UHE Corumbá	pré: março/1996 a agosto/1996 pós: setembro/1996 a novembro/1997	Corumbá – GO
UHE Caxias	pré: março/1997 a outubro/1998 pós: abril/1999 a outubro/1999	Iguaçu – PR
UHE Jordão	pré: novembro/1995 a fevereiro/1996 pós: maio/1996 a maio/1999	Jordão – PR

O reservatório de São Salvador (UHE São Salvador) está localizado no alto rio Tocantins, entre os municípios de São Salvador do Tocantins (margem esquerda) e Paranã (margem direita), ambos no Estado do Tocantins. As amostragens mensais

foram conduzidas nas imediações da barragem, que foi fechada em novembro de 2008 (Agostinho et al. 2009).

O reservatório de Corumbá (UHE Corumbá) está localizado em rio de mesmo nome, que é o segundo mais importante afluente do rio Paranaíba, que, por sua vez, junto com o rio Grande, formam o rio Paraná (Paiva 1982). Apresenta uma área de aproximadamente 65km², sendo as amostras obtidas mensalmente. A barragem foi fechada em setembro de 1996 e o enchimento do reservatório deu-se até fevereiro de 1997.

O reservatório de Salto Caxias (Usina Hidrelétrica Governador José Richa), é o último de uma série de cinco grandes reservatórios do rio Iguaçu. Este reservatório apresenta área de aproximadamente 131km². A fase de enchimento iniciou em outubro de 1998 e começou a operar comercialmente em 1999. Nesse reservatório, as amostragens foram mensais antes de sua formação e trimestrais no período subsequente.

O reservatório de Jordão (UHE da Derivação do rio Jordão) está localizado no rio Jordão, um dos principais tributários da margem direita do rio Iguaçu. Apresenta área próxima a 2km². A barragem foi fechada em maio de 1996 com operação comercial em dezembro de 1997. As amostragens tiveram periodicidade mensal, antes e após a formação do reservatório.

As amostragens no rio Tocantins foram realizadas pelo Núcleo de Estudos Ambientais da Universidade Federal do Tocantins (Neamb-UFT; fase rio) e Limnobios Consultoria em Ambientes Aquáticos (Limnobios; fase reservatório), ambos com apoio da Companhia Energética São Salvador (CESS). Já as amostragens nos três subsequentes rios/reservatórios foram realizadas pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá (Nupelia-UEM) com apoio da COPEL e Furnas Centrais Elétricas.

As coletas foram realizadas com redes de espera, sendo cada bateria composta por 12 redes (24, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 140 e 160 mm entre nós alternados). Estas ficaram expostas por 24 horas em cada local, e as despesas ocorreram ao amanhecer (8:00 h), à tarde (16:00 h) e à noite (22:00 h).

De cada exemplar capturado, após anestesia e sacrifício, foram registradas as seguintes informações: data e estação de amostragem; aparelho de pesca e período de captura; número do exemplar; espécie; comprimento total (cm); comprimento padrão (cm); peso total (0,1 g.).

2.2.2 Análises dos dados

A classificação das espécies de peixes em guildas tróficas (Tabela A1 – Apêndice) foi realizada com base nos itens predominantes na dieta (considerando as fases de pré e pós-represamento), identificados nas análises de conteúdos estomacais dos peixes coletados e/ou publicadas ou contidas em relatórios técnicos (Cassemiro et al. 2005; Loureiro-Crippa et al. 2006; Luz-Agostinho et al. 2006; Novakowski et al. 2007; Agostinho et al. 2009; Neamb-UFT 2009; Limnobios 2012; Delariva et al. 2013). Sete guildas tróficas foram identificadas, sendo definidas a seguir:

Detritívora: inclui as espécies que exploram predominantemente o fundo, ingerindo grande quantidade de detrito/sedimento, juntamente com os organismos associados (algas, larvas de insetos aquáticos, especialmente quironomídeos, fragmentos de vegetais e insetos adultos, além de outros invertebrados bentônicos). Peixes pertencentes a esta guilda exibem anatomia especializada para explorar o fundo, como boca ventral e intestino muito longo.

Herbívora: inclui as espécies que utilizam essencialmente parte de vegetais superiores, como folhas, sementes e frutos.

Insetívora: compreende espécies que ingerem predominantemente insetos aquáticos e terrestres, em diferentes fases de desenvolvimento.

Invertívora: espécies que exploram o fundo, selecionando os organismos bentônicos, como tecamebas, microcrustáceos, pequenos moluscos, algas, larvas de insetos.

Onívora: esta guilda inclui as espécies que consomem desde algas (unicelulares e filamentosas) até vegetais superiores e desde invertebrados até peixes. Porém, sem predomínio evidente de qualquer recurso em especial.

Piscívora: consomem essencialmente peixes, incluindo espécies forrageiras e formas jovens de outras espécies que podem complementar a dieta com insetos, vegetal ou outros invertebrados, porém em proporções baixas.

Planctívora: inclui os peixes que utilizam predominantemente fitoplâncton (algas filamentosas e unicelulares) e zooplâncton em suas dietas.

Para verificar tendências gerais na variação das guildas tróficas com relação às fases do represamento, os valores de riqueza de espécies, abundância e biomassa, considerando o conjunto de reservatórios, foram avaliados com ANOVA (bifatorial) e a significância obtida por teste de permutação (Manly 2007), pois os pressupostos de homocedasticidade não foram alcançados para a ANOVA paramétrica. As guildas (7

níveis) e as fases do represamento (2 níveis) foram considerados como fatores, a interação entre os fatores também foi avaliada. Teste Post-hoc de Tukey foi aplicado quando obtido diferenças significativas.

Para caracterizar a estrutura trófica da ictiofauna, com base na riqueza de espécies de cada guilda, abundância e biomassa, foram utilizados o número médio de espécies por amostra em cada guilda e os valores médios de CPUE (indivíduos/1000m² rede/24h; peso/1000m² rede/24h) em cada reservatório e fase considerada. Com o objetivo de verificar a existência de padrões na variação da estrutura trófica da assembleia a matriz de dados foi sumarizada por uma PCoA (Análise de Coordenadas Principais) (Legendre & Legendre 1998), contendo as guildas tróficas nas colunas e as unidades amostrais nas linhas (Fig. 2). A PCoA foi realizada utilizando-se as matrizes de dados de riqueza, abundância e biomassa das guildas tróficas dos peixes, sendo considerado como coeficiente de dissimilaridade a métrica de distância Euclidiana para a riqueza e Bray-Curtis para as duas últimas. Com os dois primeiros eixos da PCoA, para cada atributo avaliado, as diferenças entre os fatores reservatórios (4 níveis) e fases (2 níveis) foram testadas através de ANOVA (bifatorial), e a significância foi obtida por teste de permutação (Manly 2007). O teste Post hoc utilizado foi o de Tukey. A ANOVA foi realizada no programa R CORE TEAM (2013). Já a PCOA foi realizada no programa PRIMER versão 6.0 (Anderson et al., 2008).

Ainda, os dois primeiros eixos derivados da PCoA, para cada variável analisada, foram correlacionados (correlação de Spearman) com os valores de riqueza, abundância e biomassa das guildas tróficas. O valor resultante da correlação foi então multiplicado por uma constante para apresentação gráfica. Esta análise foi realizada no programa Statistica 7.0 (STATSOFT 2005).

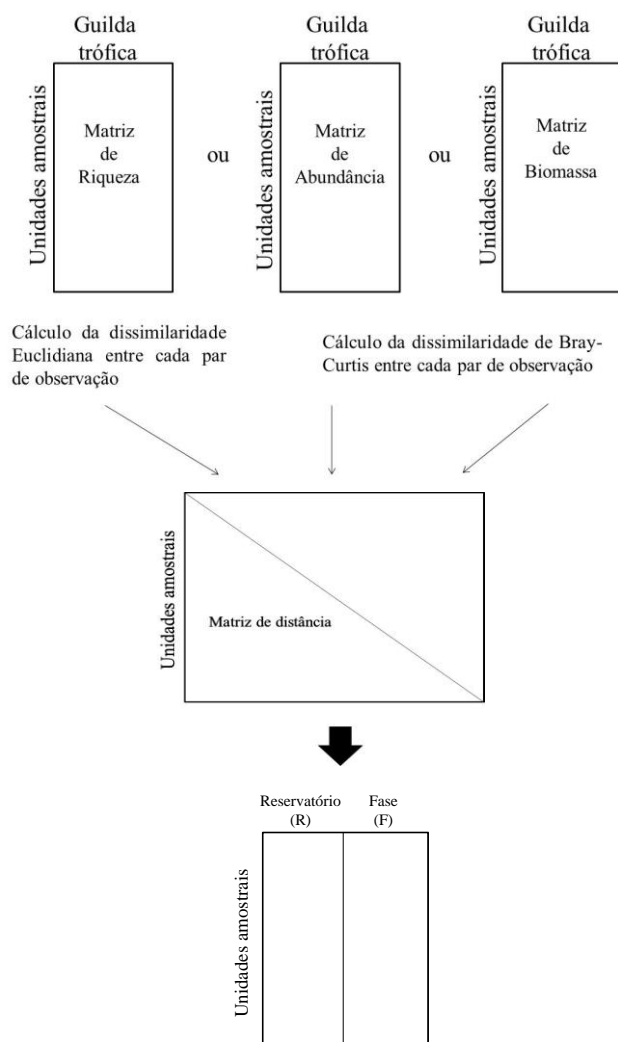


Figura 2. Diagrama esquemático apresentando as matrizes de dados de entrada para a realização da PCoA, com a transformação das matrizes de dados (riqueza de espécies, abundância e biomassa) através da distância Euclidiana e dissimilaridade de Bray-Curtis, e a matriz representando ANOVA (bifatorial), para análise dos dois primeiros eixos da PCoA, considerando como fatores reservatório (4 níveis) e fases (2 níveis). Adaptado de Anderson (2001) e Vasconcelos et al. (2014).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Riqueza das guildas tróficas

Em relação ao número médio de espécies por amostra, a interação entre os fatores avaliados foi significativa ($F = 6,18$; $P < 0,001$), indicando que as guildas respondem de forma distinta ao represamento. Tendências de incremento com a formação do reservatório foram constatadas entre as guildas invertívora, onívora, planctívora e piscívora (Fig. 3), com aumento significativo nessa última. O aumento no

número de espécies na guilda piscívora foi constatado em todos os reservatórios após sua formação (Fig. 4). Dentre as guildas que apresentaram propensão à queda estão as detritívora e insetívora. Já entre os herbívoros não se constatou alterações relevantes na riqueza após o represamento, com exceção do reservatório de Jordão, essa guilda foi a única a apresentar tendência à redução.

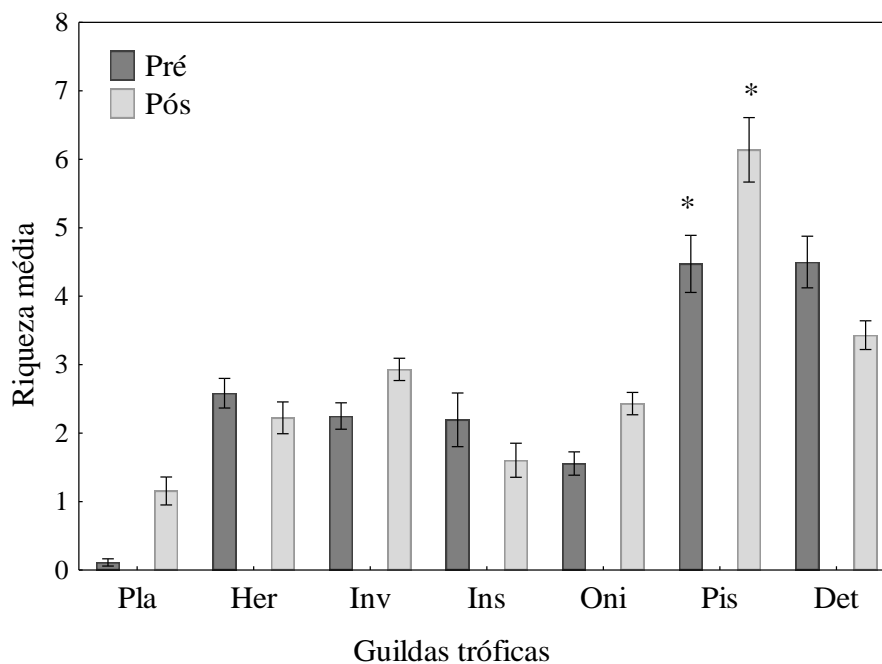


Figura 3. Variações no número médio de espécies de peixes por amostra (Riqueza), nas fases pré e pós-represamento, considerando o conjunto dos reservatórios. Pla = planctívora, Her = herbívora, Inv = invertívora, Ins = insetívora, Oni = onívora, Pis = piscívora, Det = detritívora. Barra vertical = erro padrão. * = Diferenças significativas entre o pré e o pós através do teste de Tukey ($P < 0,05$).

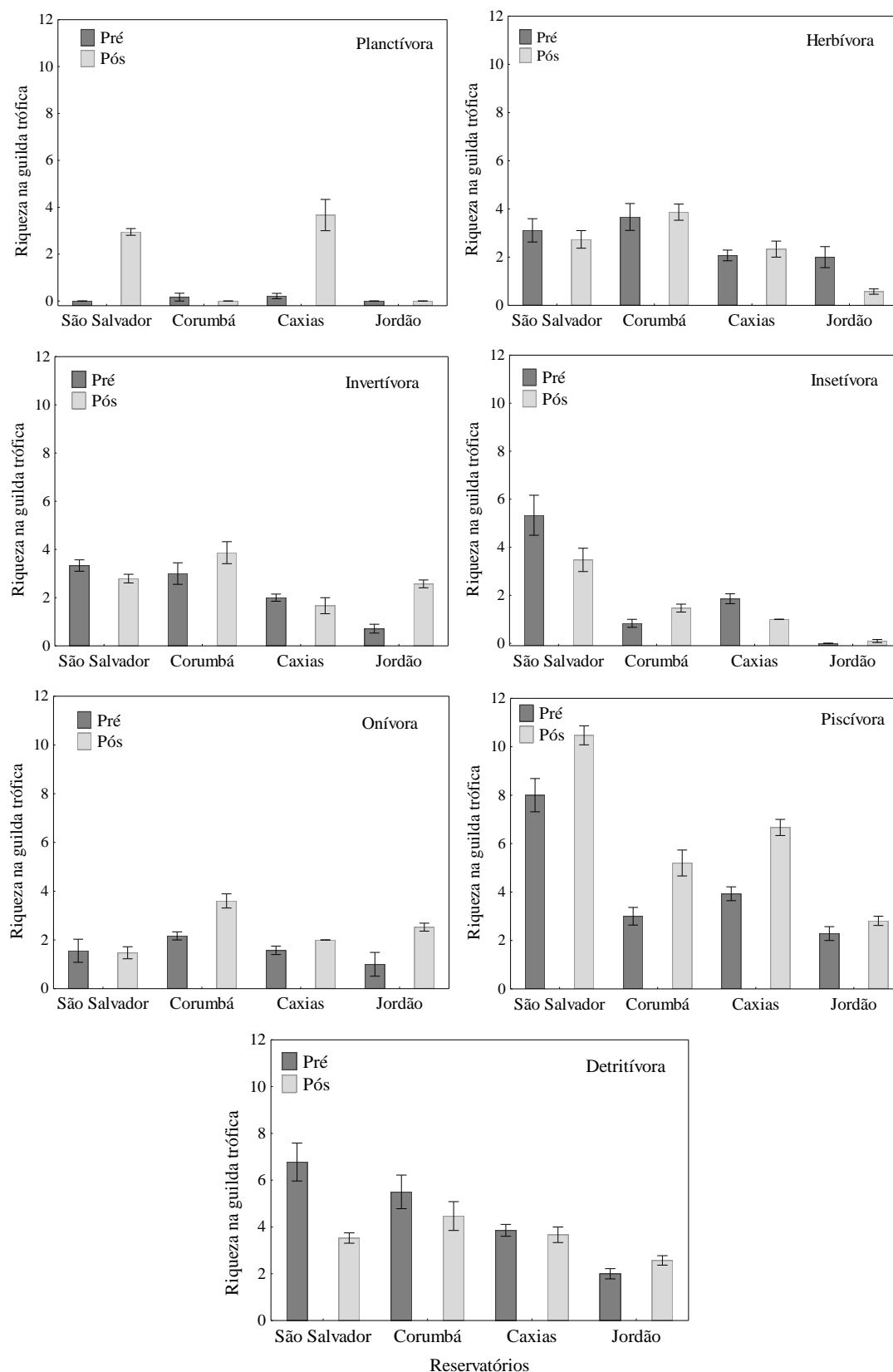


Figura 4. Média da riqueza de espécies de peixes para as diversas guildas tróficas nos reservatórios, considerando as fases pré e pós-represamento. Barra vertical = erro padrão.

A similaridade na riqueza de espécies entre as guildas, como demonstrado pela PCoA (Fig. 5), foi maior na fase de pré-represamento, quando comparado com a fase posterior. Considerando a riqueza nas guildas tróficas avaliadas, as que apresentaram correlações positivas e significativas com o eixo 1 foram invertívora (Spearman $\rho = 0,30$) e onívora ($\rho = 0,53$). Já as guildas herbívora ($\rho = -0,24$), piscívora ($\rho = -0,79$) e planctívora ($\rho = -0,67$) apresentaram correlações negativas e significativas. No eixo 2, as guildas tróficas que apresentaram correlações positivas e significativas foram detritívora ($\rho = 0,47$) e herbívora ($\rho = 0,57$). As que apresentaram correlação negativa e significativa foram a onívora ($\rho = -0,22$) e planctívora ($\rho = -0,25$).

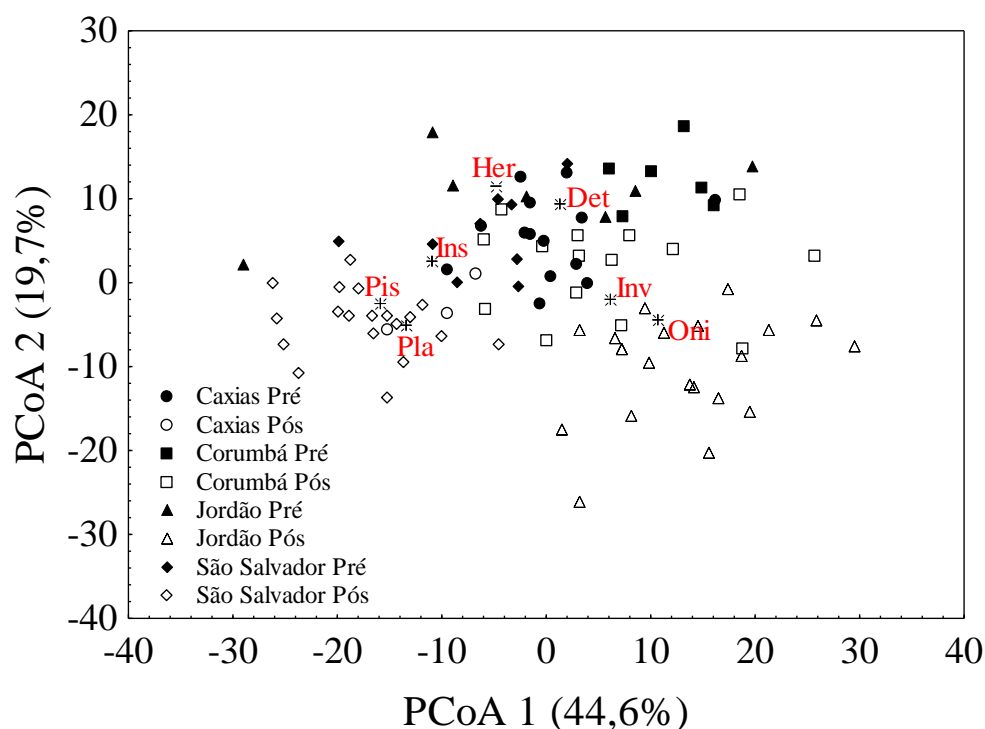


Figura 5. Escores derivados da ordenação PCoA da riqueza de espécies de peixes por guildas tróficas dos reservatórios avaliados considerando as fases do represamento. Pla = planctívora, Her = herbívora, Inv = invertívora, Ins = insetívora, Oni = onívora, Pis = piscívora, Det = detritívora.

Ainda em relação ao número médio de espécies por amostra, a ANOVA (bifatorial) com os eixos da PCoA apresentou interação significativa entre os fatores avaliados (Tabela 3), sugerindo que a riqueza das guildas tróficas dos reservatórios avaliados variam de acordo com as fases consideradas, como pode ser observado na figura 6 A e B, tanto para o eixo 1 quanto para o eixo 2 da PCoA.

Tabela 3. Resultados da Análise de Variância bifatorial realizada com os dois primeiros eixos da PCoA com os dados de Riqueza de espécies de peixes por guildas tróficas, considerando os reservatórios e as fases dos represamentos como fatores.

Fatores	Riqueza			
	Eixo 1		Eixo 2	
	F	P	F	P
Reservatórios (R)	29,35	<0,01	7,27	<0,01
Fase (F)	2,15	0,014	99,02	<0,01
R*F	12,51	<0,01	5,64	0,001

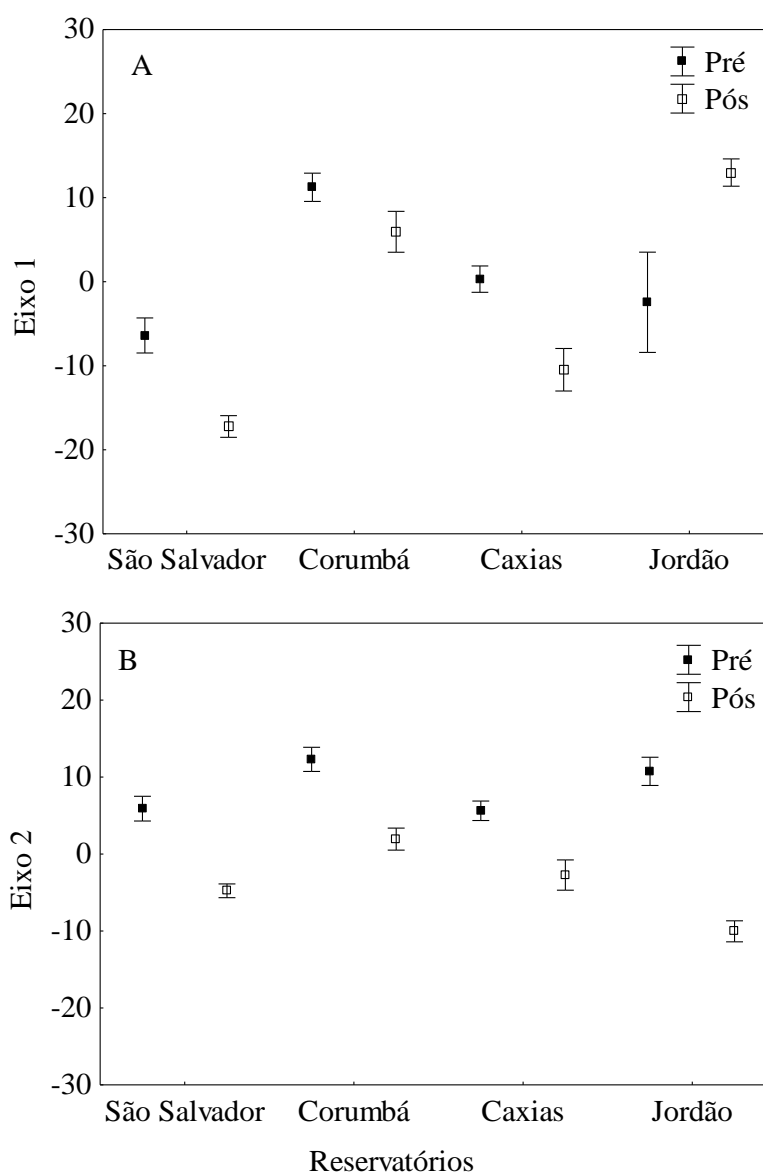


Figura 6. Teste Post hoc de Tukey com o Eixo 1 (A) e 2 (B) derivados da PCoA para a riqueza de espécies de peixes nos reservatórios avaliados.

2.3.2 Abundância das guildas tróficas

A interação entre os fatores avaliados para a abundância numérica das guildas tróficas foi significativa ($F = 10,25$; $P < 0,001$), indicando que a abundância das guildas tróficas sofre variações distintas entre as fases do represamento e entre as guildas consideradas. Os valores médios da abundância (CPUE) de planctívoras apresentaram incremento significativo após a formação dos reservatórios (Fig. 7), embora sem alterações relevantes no reservatório de Corumbá e Jordão (Fig. 8). As abundâncias das guildas herbívora e insetívora apresentaram diferenças significativas com relação a fase anterior ao represamento evidenciando tendência a queda. Porém, essas guildas apresentaram variações distintas entre os reservatórios, com reduções em todas elas no reservatório de São Salvador. De modo geral, as detritívoras mostraram incremento na abundância apenas nos dois reservatórios do rio Iguazu, sendo que as insetívoras e herbívoras apresentaram essa tendência apenas em Corumbá. Invertívoras, por outro lado, apresentou tendência à queda na abundância em todos os reservatórios, exceto o de Jordão.

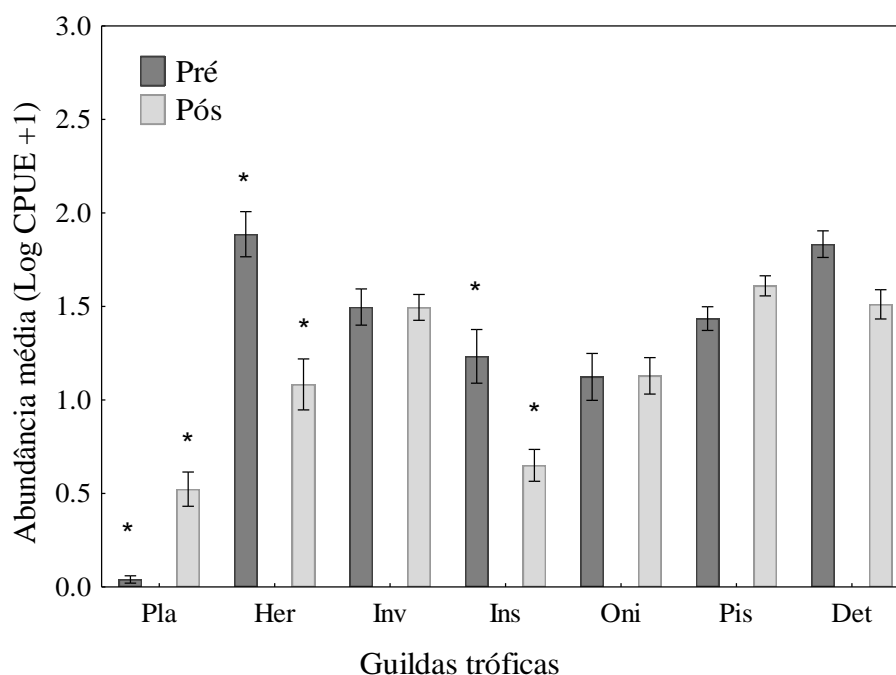


Figura 7. Abundância média da ictiofauna por guildas tróficas, nas fases pré e pós-represamento, considerando o conjunto dos reservatórios. Pla = planctívora, Her = herbívora, Inv = invertívora, Ins = insetívora, Oni = onívora, Pis = piscívora, Det = detritívora. Barra vertical = erro padrão. * = Diferenças significativas entre o pré e pós-represamento através do teste de Tukey ($P < 0,05$).

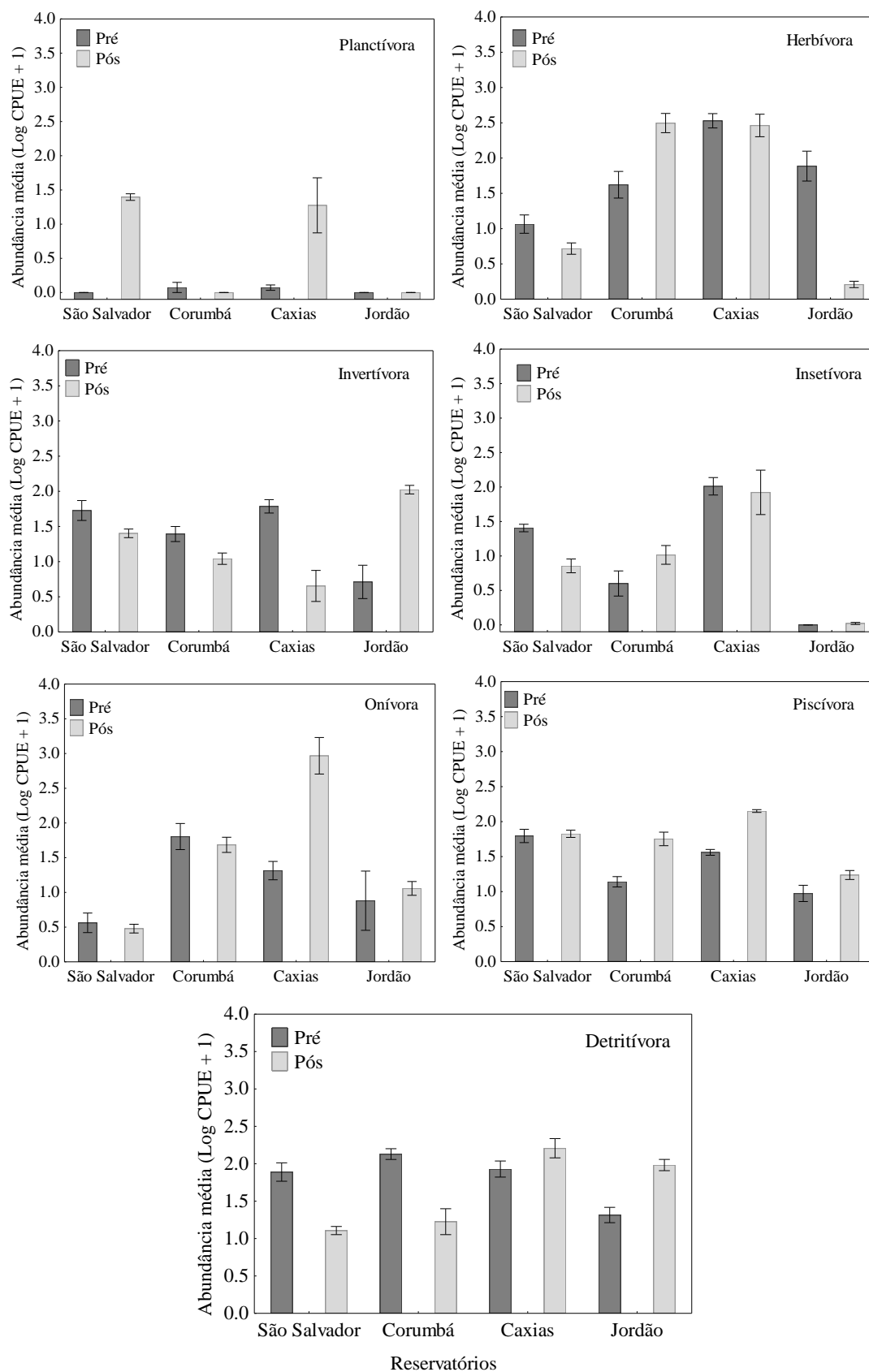


Figura 8. Abundância média da ictiofauna por guildas tróficas nos reservatórios avaliados, considerando as fases pré e pós-represamento. Barra vertical = erro padrão.

A PCoA evidenciou maior similaridade espacial das abundâncias das guildas tróficas na fase de pré-represamento (Fig. 9), tornando-se mais dissimilar após a formação dos reservatórios. As abundâncias das guildas detritívora (Spearman $\rho = 0,39$) e invertívora ($\rho = 0,57$) estiveram positivamente relacionadas ao eixo 1 da PCoA, enquanto as guildas herbívora ($\rho = -0,82$) e insetívora ($\rho = -0,69$) apresentaram correlação negativa e também significativas. As guildas tróficas herbívora ($\rho = 0,44$) e onívora ($\rho = 0,54$) estão correlacionadas positivamente ao eixo 2, enquanto piscívora ($\rho = -0,53$) e planctívora ($\rho = -0,77$) apresentaram correlações negativas.

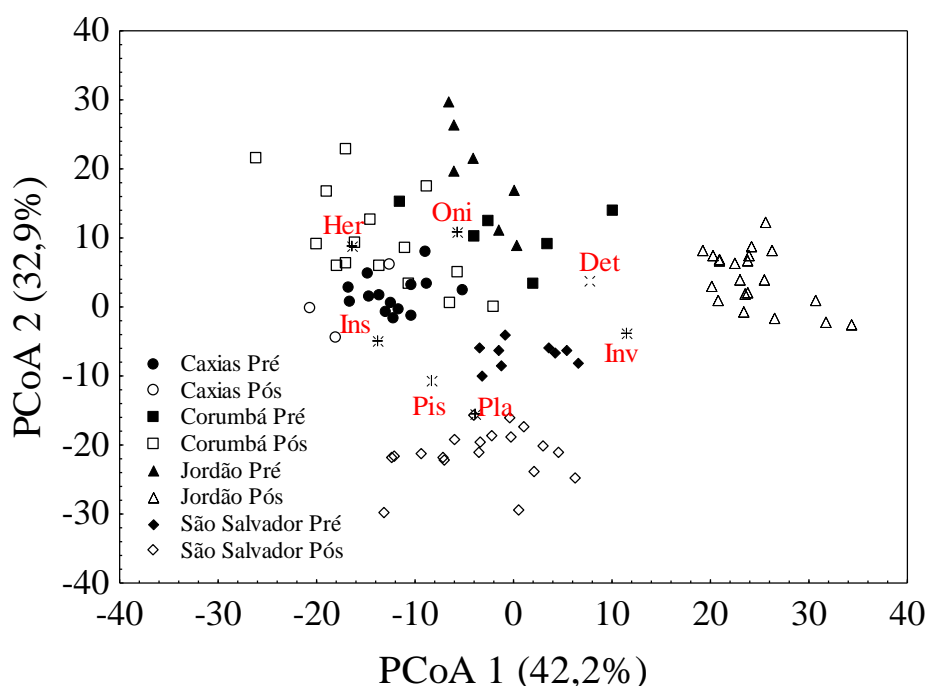


Figura 9. Escores derivados da ordenação PCoA da abundância da ictiofauna por guildas tróficas dos reservatórios avaliados e as fases do represamento. Pla = planctívora, Her = herbívora, Inv = invertívora, Ins = insetívora, Oni = onívora, Pis = piscívora, Det = detritívora.

Na avaliação dos dois primeiros eixos da PCoA através da análise de variância, a interação foi significativa (ANOVA bifatorial; Tabela 4), indicando que as variações nas abundâncias das guildas tróficas ocorrem de acordo com os reservatórios e as fases consideradas, como evidenciado na figura 10 A e B. Essas variações nas abundâncias podem estar associadas à instabilidade do sistema nos primeiros anos de formação do reservatório.

Tabela 4. Resultados da Análise de Variância bifatorial realizada com os dois primeiros eixos da PCoA com os dados de Abundância da ictiofauna por guildas tróficas, considerando os reservatórios e as fases dos represamentos como fatores.

Abundância				
Fatores	Eixo 1		Eixo 2	
	F	P	F	P
Reservatórios (R)	71,52	<0,01	140,98	<0,01
Fase (F)	1,07	0,021	45,56	<0,01
R*F	66,35	<0,01	11,79	<0,01

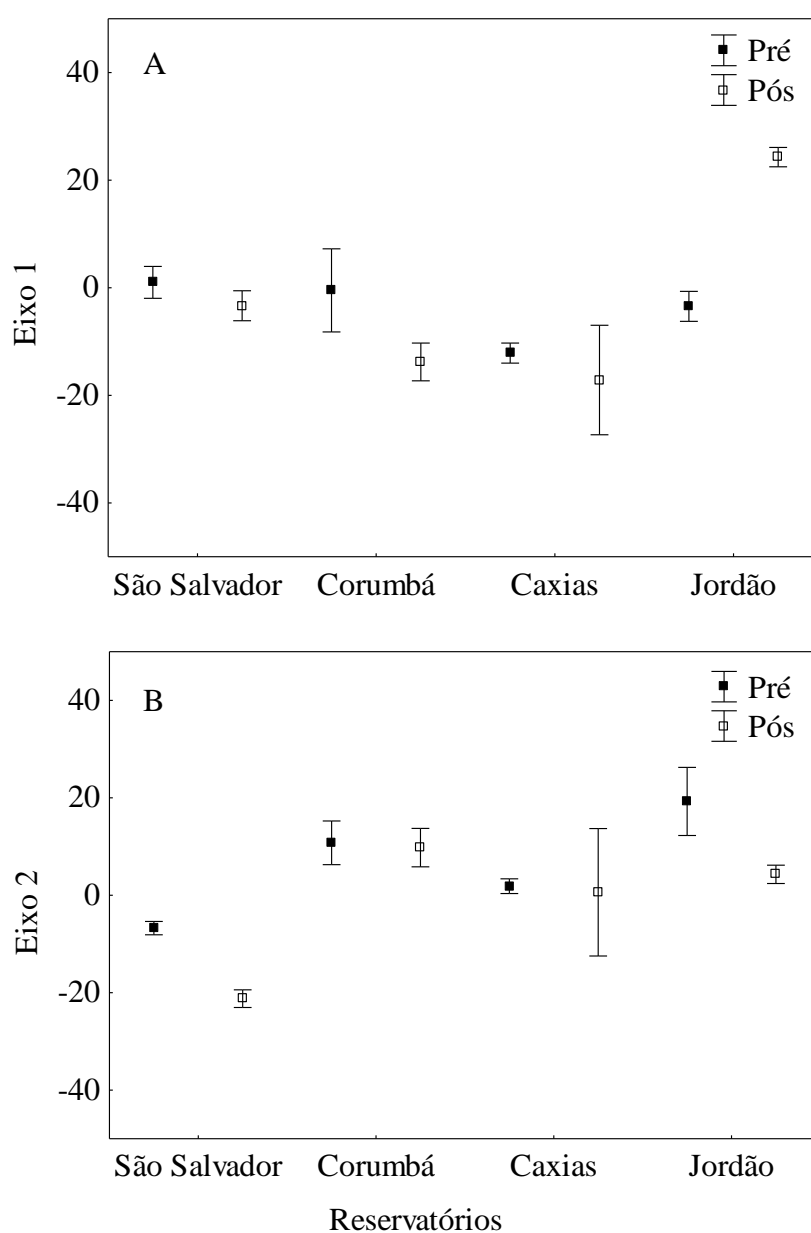


Figura 10. Teste Post hoc de Tukey com o Eixo 1 (A) e 2 (B) derivados da PCoA para a abundância de espécies de peixes nos reservatórios avaliados.

2.3.3 Biomassa das guildas tróficas

A interação foi significativa entre os fatores avaliados para a biomassa das guildas tróficas ($F = 9,64$; $P < 0,001$). A biomassa dos peixes capturados por guilda trófica seguiu tendência parecida com as registradas para aquelas em abundância, com variações distintas conforme a guilda considerada. Entretanto, as médias das capturas em peso (gramas) permaneceram estáveis apenas entre as piscívoras e onívoras, enquanto as herbívoras e insetívoras apresentaram queda significativa na biomassa, somente a guilda planctívora apresentou incremento significativo (Fig. 11). No entanto, as tendências foram divergentes entre os reservatórios considerados (Fig. 12).

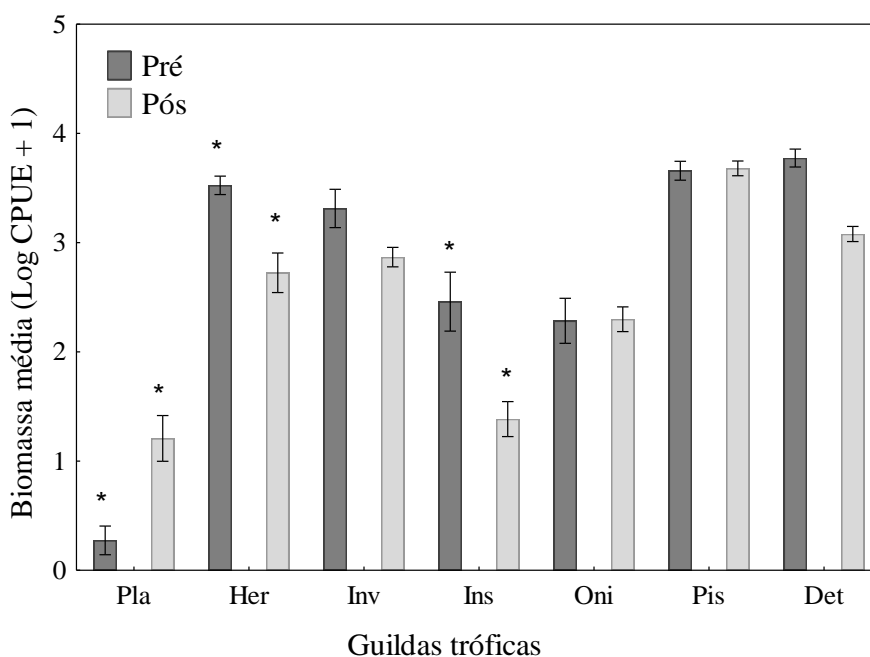


Figura 11. Biomassa média das guildas tróficas da ictiofauna dos reservatórios analisados, nas fases pré e pós-represamento. Pla = planctívora, Her = herbívora, Inv = invertívora, Ins = insetívora, Oni = onívora, Pis = piscívora, Det = detritívora. Barra vertical = erro padrão. * = Diferenças significativas entre o pré e pós-represamento através do teste de Tukey.

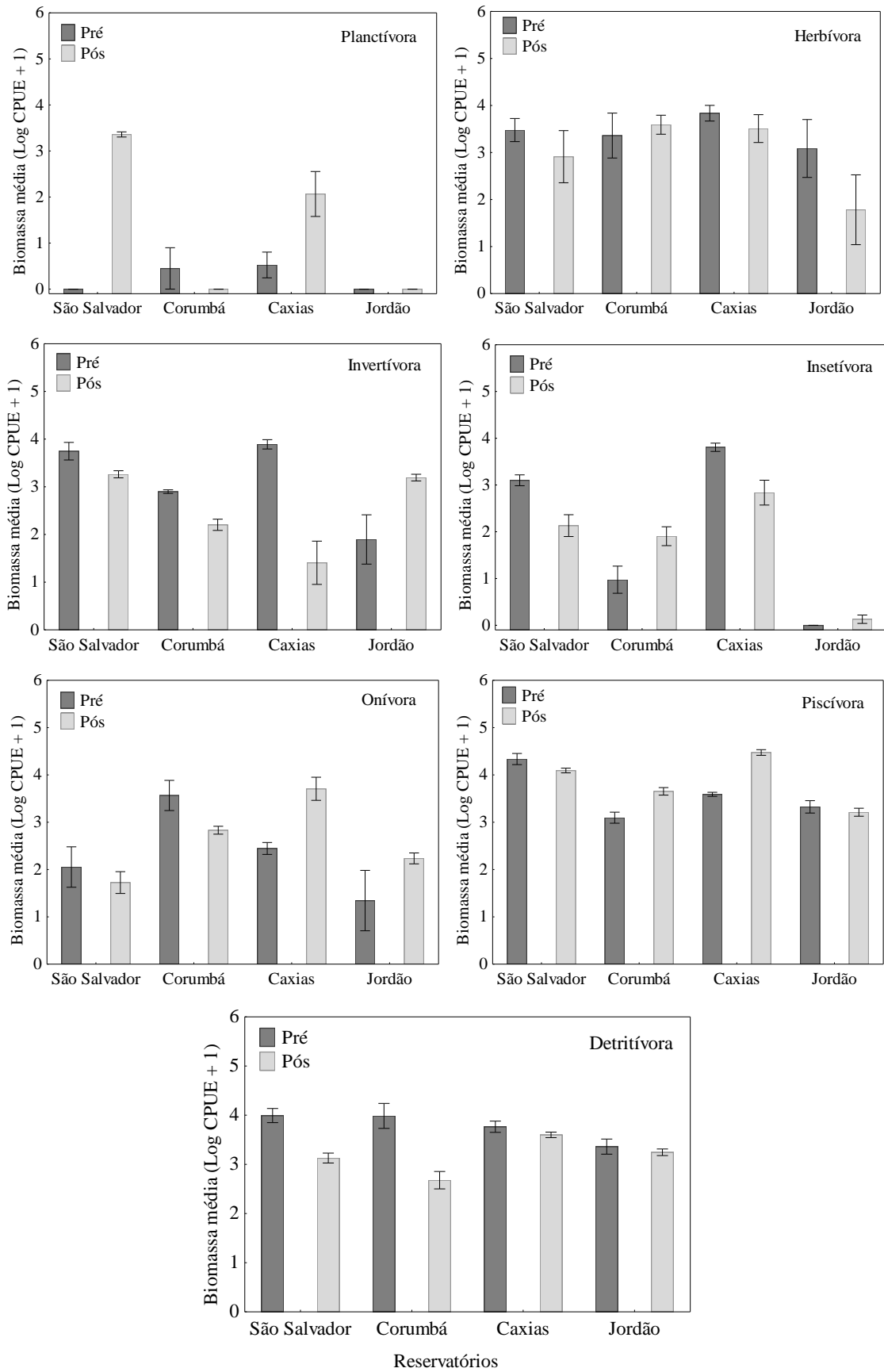


Figura 12. Biomassa média das guildas tróficas da ictiofauna nos reservatórios avaliados, considerando as fases pré e pós-represamento. Barra vertical = erro padrão.

Através da PCoA foi possível inferir que a distribuição das biomassas das guildas tróficas na fase rio foram mais similares do que na fase pós represamento (Fig. 13). As guildas tróficas herbívora ($\rho = -0,50$), insetívora ($\rho = -0,77$), piscívora ($\rho = -0,55$) e planctívora ($\rho = -0,65$) apresentaram correlações negativas e significativa com o primeiro eixo da PCoA. Em relação ao segundo eixo, correlação significativa e negativa foi registrada somente para a guilda herbívora ($\rho = -0,73$). A guilda Invertívora ($\rho = 0,54$) foi positivamente correlacionada.

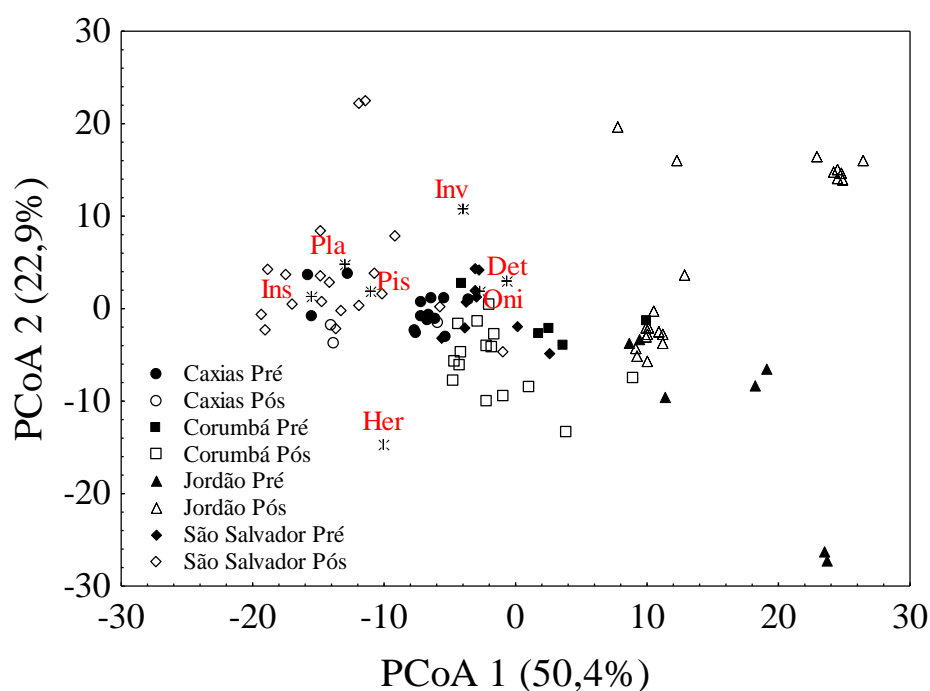


Figura 13. Escores derivados da ordenação PCoA da biomassa da ictiofauna por guildas tróficas dos reservatórios avaliados considerando as fases do represamento. Pla = planctívora, Her = herbívora, Inv = invertívora, Ins = insetívora, Oni = onívora, Pis = piscívora, Det = detritívora.

A ANOVA bifatorial aplicada aos dois primeiros eixos da PCoA com os dados de CPUE em biomassa das guildas tróficas evidenciou diferenças significativas na interação dos fatores (Tabela 5), indicando que a biomassa das guildas tróficas dos reservatórios avaliados variam de acordo com as fases consideradas, como pode ser observado na figura 14 A e B, tanto para o eixo 1 quanto para o eixo 2 da PCoA.

Tabela 5. Resultados da Análise de Variância Bifatorial realizada com os dois primeiros eixos da PCoA com os dados de Biomassa da ictiofauna por guildas tróficas, considerando os reservatórios e as fases dos represamentos como fatores.

Fatores	Biomassa			
	Eixo 1		Eixo 2	
	F	P	F	P
Reservatórios (R)	98,22	<0,01	3,29	0,003
Fase (F)	14,00	<0,01	4,77	0,001
R*F	3,59	0,01	9,59	<0,01

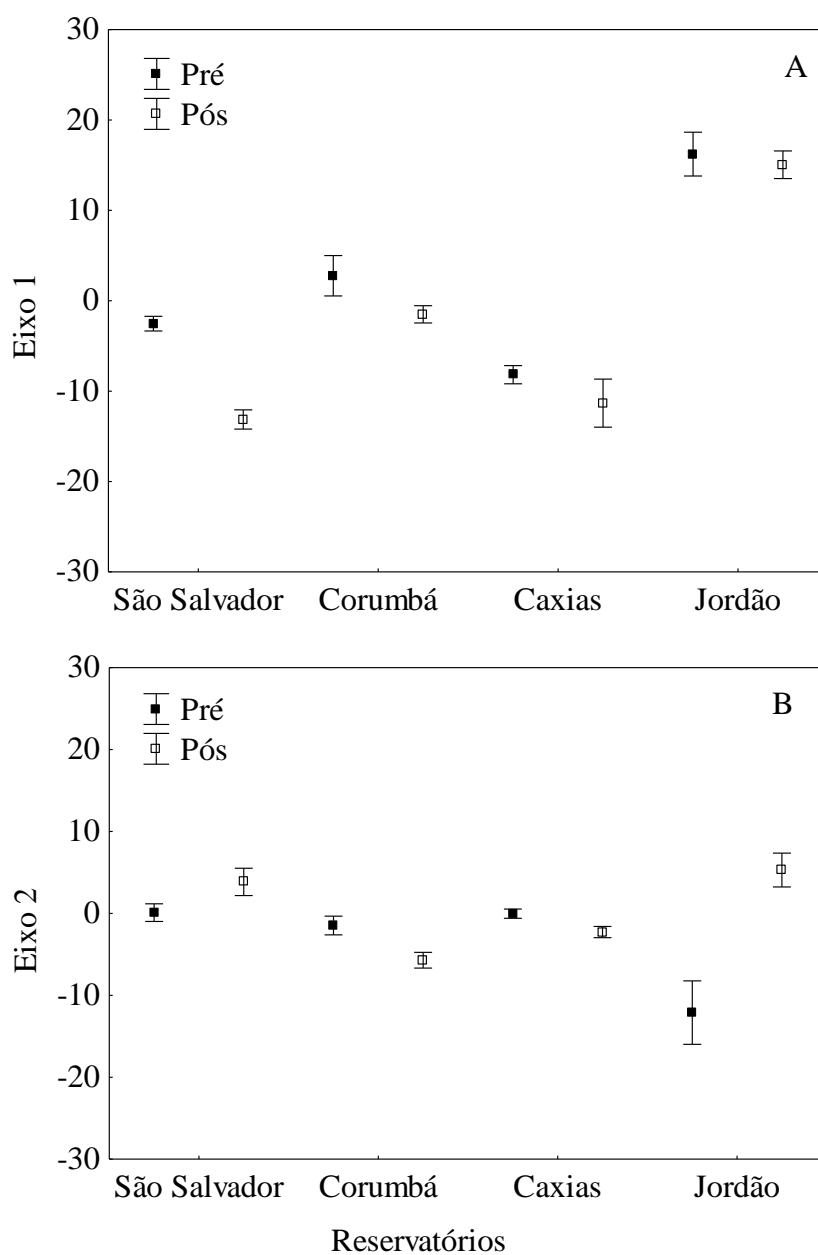


Figura 14. Teste Post hoc de Tukey com o Eixo 1 (A) e 2 (B) derivados da PCoA para a biomassa de espécies de peixes nos reservatórios avaliados.

2.4 DISCUSSÃO

A estrutura trófica da ictiofauna identificada nos reservatórios avaliados seguiu a tendência geral para ambientes Neotropicais similares, sendo recorrente em estudos, tanto de rios como de reservatórios, que contemple a avaliação da riqueza, abundância e biomassa de espécies de peixes nas guildas tróficas (Casseiro et al. 2005; Agostinho et al. 2007; Hahn & Fugi 2007; Monteiro et al. 2009). Contudo, a busca por padrões gerais nas alterações da estrutura trófica das assembleias de peixes, como consequência de represamentos, tem sido dificultada tanto pela escassez de dados consistentes sobre a dieta de peixes antes e após essas intervenções, como pelas dificuldades em realizar comparações entre comunidades de peixes de diferentes reservatórios dada as peculiaridades que cada um apresenta (Agostinho et al. 1999). Os reservatórios analisados, por exemplo, apresentam características particulares quanto ao tamanho, morfometria, tempo de residência d'água e composição ictiofaunística. Apenas os reservatórios de Caxias e Jordão estão na mesma bacia hidrográfica e apresentam fauna predominantemente endêmica (Agostinho & Gomes 1997; Abell et al. 2008). Logo, a composição das assembleias de peixes é bastante diferenciada entre as bacias, requerendo que as análises visando a identificação de padrões e suas alterações fossem realizadas agrupando as espécies de peixes em guildas tróficas (Root 1967; Gerking 1994). De fato, os padrões observados na fase rio sugerem que as estruturas tróficas das assembleias de peixes apresentaram alta similaridade, mesmo os rios estando localizados em bacias hidrográficas distintas e comportando elevado endemismo. No entanto, essas semelhanças na estrutura trófica entre os ambientes considerados, após o represamento, diminuíram de forma expressiva, apresentando forte padrão de segregação na estrutura das guildas tróficas quando considerado a riqueza de espécies.

Essas alterações estão fortemente relacionadas aos efeitos distintos causados pelas construções das barragens nos rios, que modificaram a dinâmica hidrológica (lótico em lântico), as características físicas, químicas e interações biológicas do sistema, e incorpora grande quantidade de organismos, matéria orgânica e nutrientes das áreas terrestres alagadas (Agostinho et al. 1999), alterando todas as comunidades bióticas e a disponibilidade de recursos alimentares. Assim, as idiosincrasias dos reservatórios face às diferenças na área alagada (quantidade e qualidade), vazão, tempo de residência da água, procedimentos operacionais, profundidades, entre outras, produzem respostas distintas em relação aos recursos alimentares disponíveis, resultando numa divergência maior na estrutura trófica entre eles.

O fato da guilda piscívora e mesmo a planctívora mostrarem tendências de incremento após o represamento deve estar relacionado à variação na disponibilidade de recursos, especialmente nos primeiros anos da formação do reservatório. No período imediatamente após a formação do reservatório, a elevação das concentrações de nutrientes (Matsumura-Tundisi et al. 1991) incrementam a produção em todos os níveis tróficos da cadeia (O'Brien 1990), resultando em benefícios para essas guildas. Inicialmente, o incremento no número de espécies, na abundância e biomassa dessas guildas deve estar relacionado às mudanças na dieta de algumas oportunistas e a presença, no corpo do reservatório, de espécies que antes ocupavam ambientes específicos como riachos e lagoas (Agostinho et al. 2016).

Assim, a incorporação da matéria orgânica e nutrientes ao ambiente aquático e a alta transparência d'água, elevam a produtividade fito e zooplanctônica, favorecendo as espécies de peixes planctívoras, fato constatado em três dos quatro reservatórios amostrados. Esta condição, no entanto, tende a diminuir com o tempo, como relatado por Agostinho et al. (2007) para o reservatório de Itaipu. Já o aumento da disponibilidade de alimentos acarretará na proliferação de espécies de peixes de pequeno porte, em geral sedentárias, com alta plasticidade alimentar, hábitos oportunistas e que rapidamente colonizam os reservatórios (Dias et al. 2005; Agostinho et al. 2016), sendo estas características partilhadas geralmente com as espécies onívoras. Por outro lado, como consequência da proliferação dessas espécies forrageiras, a riqueza, abundância e biomassa das espécies piscívoras tende a aumentar (Mérona et al. 2001; Agostinho et al. 2007; Novakowski et al. 2007; Delariva et al. 2013), podendo interferir no padrão de predação em reservatórios (Pelicice et al. 2005). A tendência de aumento no número de piscívoras foi constatada em todos os reservatórios, sendo que a abundância e a biomassa mostraram incrementos ou se apresentaram inalteradas. O aumento substancial do número de espécies no reservatório de São Salvador, sem o correspondente aumento na abundância de indivíduos provavelmente decorra do baixo tempo de residência de suas águas (12 dias contra mais de 30 dias nos demais). Assim, a elevada taxa de renovação da água permite que migradores reofílicos, em grande parte piscívora, ocupem os setores mais internos do reservatório, porém se concentrem em trechos mais altos desse ambiente (transição e fluvial), nos quais a produtividade, e conseqüentemente a disponibilidade de presas, é maior (Agostinho et al. 2008). O fato do incremento no número de espécies e abundância no rio Jordão não ter sido acompanhado pelo incremento na biomassa pode, por outro lado, ser explicado pelo

decréscimo no tamanho médio dos indivíduos capturados, após o represamento (Araújo-Lima et al. 1995; Petrere Jr 1996, Agostinho et al. 2016).

Os herbívoros apresentaram redução nos valores de abundância e biomassa após o represamento, com exceção da abundância no reservatório de Corumbá. De fato, a contribuição da vegetação alagada para a ictiofauna poderia incrementar a dieta dessas espécies por curto período, até a decomposição. Depois disso, esse recurso torna-se mais escasso do que seria no rio, tanto pela menor interface relativa com a vegetação ripária, que fornece frutos e sementes (Hahn & Fugi 2007), como pela oscilação frequente no nível d'água, devido a operação do reservatório, limitando o desenvolvimento de vegetação que pudesse ser alagada sazonalmente (Luz-Agostinho et al. 2006). Porém a remoção mais intensiva da vegetação nas imediações da barragem, antes do enchimento, parece ser determinante da redução dessa guilda. No reservatório de Corumbá, o aumento na abundância decorreu essencialmente do incremento populacional de *Astyanax altiparanae*, que teve uma dieta baseada em vegetais superiores (Andrian et al. 2001; Luz-Agostinho 2006), porém com grande sucesso reprodutivo (Dias et al. 2005).

A guilda invertívora, apresentou tendência de decréscimo na biomassa após o represamento, sendo exceção apenas o reservatório de Jordão, no qual aumentou. O fato dos recursos alimentares consumidos pelas espécies dessa guilda serem constituídos principalmente de organismos bentônicos e esses organismos serem pouco disponíveis nas áreas mais lacustre, em que os efeitos da estratificação e anoxia são mais pronunciados (Moretto et al. 2003), pode explicar essa redução.

As guildas detritívora e insetívora não apresentaram um padrão consistente de variação nas capturas após o represamento, mostrando tendências distintas entre os reservatórios. A diversidade de características físicas, químicas e biológicas entre os reservatórios, especialmente em seus primeiros anos, tornam as respostas das assembleias de peixes bastante complexas e, por vezes, contraditórias. Assim, os detritívoros, com aumento esperado face à incorporação de matéria orgânica pelo alagamento, mostraram inclinação à reduções na riqueza, abundância e biomassa após a formação dos reservatórios de Corumbá e São Salvador, com tendências de incrementos naqueles do rio Iguaçu (Caxias e Jordão). Embora este recurso seja aparentemente ilimitado, os peixes detritívoros apresentam elevado grau de seletividade, procurando ingerir material mais rico em proteínas (Bowen 1987) e com maior teor de matéria orgânica. A formação do novo ambiente pode alterar a qualidade nutricional deste

recurso, devido ao processo de sedimentação, ou mesmo dificultar o acesso a ele em casos de anoxia das áreas mais lacustres. Além disso, grande parte do material alóctone fica retido nas partes altas dos reservatórios (Kimmel et al. 1990; Barbosa et al. 1999). Isso, entretanto, depende das características morfométricas e hidrológicas do reservatório. Reduções na guilda detritívora não são fatos excepcionais, tendo sido já reportada para o reservatório de Itaipu, no rio Paraná (Agostinho et al. 1994) e reservatório de Peixe Angical, no rio Tocantins (Monteiro et al. 2009).

A guilda insetívora também deveria ser beneficiada pelo esperado aumento na disponibilidade de insetos adultos ou suas larvas e ninfas, tanto pela sua incorporação durante o alagamento como pela decomposição da matéria orgânica e o desenvolvimento de perifiton nos troncos semisubmersos (Ploskey 1985). Entretanto, diferenças nas condições físicas, químicas e biológicas (padrões de anoxia, remoção diferenciada da vegetação, tempo de residência da água, procedimentos operacionais) devem estar relacionados a essa heterogeneidade nas respostas dessas guildas. Grande parte das modificações observadas nas fases avaliadas pode ser decorrente das espécies estarem se ajustando ao novo ambiente, em busca de melhores condições ambientais, de acordo com as suas características de história de vida (Agostinho et al. 2016).

Em sistemas naturais, as comunidades bióticas são resultantes de um longo processo evolutivo, as espécies tem seu ciclo de vida e inter-relações tróficas associadas à dinâmica do regime hidrológico (Junk et al. 1989; Neiff 1990), essas características levaram a uma maior similaridade nas guildas das assembleias de peixes na fase fluvial. Já os reservatórios causam mudanças dispareas, para as quais a maior parte da ictiofauna não está adaptada (Agostinho et al. 2016). Assim, as modificações impostas pelos represamentos afetam direta ou indiretamente os organismos aquáticos e seus efeitos se refletem em diferentes níveis da cadeia alimentar, podendo se manifestar na estrutura da ictiofauna através das guildas tróficas, contribuindo para o sucesso de algumas guildas e o prejuízo de outras.

Com os resultados obtidos neste trabalho podemos concluir que a estrutura trófica da assembleia de peixes no pré-represamento apresentou alta similaridade entre os rios avaliados, sendo registrado um padrão oposto após o represamento. As alterações na riqueza de espécies, abundâncias e biomassa das guildas tróficas avaliadas podem estar fortemente relacionadas às consequências das modificações bióticas e abióticas causadas pelo represamento, além da movimentação das espécies em busca de melhores condições ambientais. É esperado que o reservatório selecione as espécies que

melhor colonizarão este novo ambiente, não apenas pelos recursos alimentares, mas também pela estratégia reprodutiva. Desta forma, a manutenção das espécies e a configuração da estrutura trófica da assembleia de peixes dependerá da flexibilidade comportamental de cada uma (em termos alimentares e reprodutivos), da adaptação e da capacidade de explorar os recursos disponíveis. Entretanto, existe a tendência consistente de determinadas guildas tróficas serem melhor sucedidas em reservatórios Neotropicais, com destaque para a piscívora e planctívora (que apresentaram maiores valores de riqueza, abundância e biomassa após o represamento nos reservatórios avaliados), ao contrário da herbívora e insetívora. As guildas detritívora, onívora e invertívora apresentaram variações distintas entre os reservatórios analisados. A estrutura trófica da ictiofauna (riqueza, abundância e a biomassa), nos primeiros anos de formação do reservatório, será dependente da fauna do rio ao qual o reservatório foi inserido, sendo que as espécies que o compõem apresentam exigências diferenciadas às mudanças na dinâmica da água. Fato este que será definitivo na ocupação e colonização do novo ambiente e conduzirá à nova conformação da estrutura trófica. Avaliações desta natureza são imprescindíveis, pois podem auxiliar no entendimento da extensão e magnitude dos impactos causados pelos empreendimentos hidrelétricos, e contribuem para o conhecimento de padrões e possíveis predições em ambientes que sejam acometidos por estes impactos.

REFERÊNCIAS

- Abell R, Thieme ML, Revenga C et al (2008) Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience* 58(5):403-414
- Agostinho AA, Gomes LC (1997) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá – PR
- Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, Ortega JCG, Pelicice FM (2016) Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. [doi:10.1016/j.fishres.2015.04.006](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006).
- Agostinho AA, Júlio-JR HF, Petrere-JR M (1994) Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx IG (ed) *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Oxford, UK, pp 171-184
- Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI (1999) Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi

- JG, Straskraba M (eds) Theoretical reservoir ecology and its applications, Leiden, Backhuys Publishers, pp 227-265
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68(4):1119-1132
- Agostinho CS, Oliveira RJ, Pelicice FM (2009) Monitoramento da ictiofauna na área de influência da UHE São Salvador. Relatório final. Porto Nacional, TO
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32–46
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke, KR (2008) PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK
- Andrian IF, Silva HBR, Peretti D (2001) Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. *Acta Sci* 23(2):435-440
- Araújo-Lima CARM, Agostinho AA, Fabr e NN (1995) Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T (eds) *Limnology in Brasil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, pp 105-136
- Austen DJ, Bayley PB, Menzel BW (1994) Importance of the guild concept to fisheries research and management. *Fisheries* 19:12–20
- Barbosa FAR, Padis ak J, Espindola ELG, Borics G, Rocha O (1999) The cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi JG, Straskaba M (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, pp 425-437
- Bowen SH (1987) Composition and nutritional value of detritus. In: Moriarty DJW, Pullin RSV (eds) *Detritus and microbial ecology in aquaculture*. Philippines, Manila, pp 192-216
- Casemiro FAS, Hahn NS, Delariva RL (2005) Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paran , Brasil), no terceiro ano após o represamento. *Acta Scientiarum Biological Sciences Maringá* 27(1):63-71
- Delariva RL, Hahn NS, Kashiwaqui EAL (2013) Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology* 11(4):891-904
- Dias RM, Bailly D, Ant nio R, Suzuki HI, Agostinho AA (2005) Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paran  River basin, Goiás State, Brazil) by the “lambari” *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology Curitiba* 48(3):467-476
- Fernando CH, Hol  k J (1991) Fish in reservoirs. *Hydrobiologia* 76(2): 149 – 167
- Gerking SD (1994) *Feeding ecology of fish*. San Diego: Academic Press
- Growns I (2004) A numerical classification of reproductive guilds of the freshwater fishes of south-eastern Australia and their application to river management. *Fisheries Management and Ecology* 11: 369–377

- Hahn NS, Agostinho AA, Gomes LC, Bini LM (1998) Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia* 23(5):299-305
- Hahn NS, Fugi R (2007) Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecol. Bras* 11(4):469-480
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106:110–127
- Kimmel, BL, Lind OT, Paulson LJ (1990) Reservoir primary production. In Thornton, KW, Kimmel BL, Payne FE (eds) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, New York: 133–193
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam
- Limnobios (2012) Monitoramento e conservação da ictiofauna da UHE São Salvador durante a fase de operação do reservatório – Relatório final, 278p
- Loureiro-Crippa VE, Hahn NS (2006) Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotrop Ichthyol* 4:357-362
- Lowe-McConnell RH (1987) *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press
- Luz-Agostinho KDG, Bini LM, Fugi R, Agostinho AA, Júlio HF (2006) Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4(1):61-68
- Manly BFJ (2007) *Randomization, Bootstrap, and Monte Carlo Methods in Biology* (3rd ed.), London: Chapman & Hall
- Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG, Saggio AA, Oliveira Neto AL, Espindola ELG (1991) Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondonia) in the filling phase. *Verh Int Verein Limnol* 24:1482–1487
- Matthews WJ (1998) *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall: New York
- Mérona B, Santos GM, Almeida RG (2001) Short-term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60:375-392
- Monteiro AS, Oliveira AHM, Pelicice FM (2009) Alterações na estrutura trófica da ictiofauna: sucessos e insucessos na colonização do reservatório. In: Agostinho CS, Pelicice FM, Marques EE (eds) *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. São Carlos, RiMa Editora, pp 87-94
- Moretto Y, Higuti J, Takeda AM (2003) Spatial variation of the benthic community in the Corumbá reservoir, Goiás, Brazil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences Maringá* 25(1):23-30
- Neamb-UFT (2009) Monitoramento da ictiofauna na área de influência da UHE São Salvador – Relatório final fase rio, 150p
- Neiff JJ (1990) Ideas para la interpretacion ecologica del Parana. *Interciencia* 15:424–441

- Novakowski GC, Hahn NS, Fugi R (2007) Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil *Biota Neotropica* 7(2):149-154
- O'Brien WJ (1990) Perspectives on fish in reservoir limnology. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE (eds) *Reservoir Limnology: Ecology Perspectives*. John Wiley, New York, pp 209-225
- Paiva M P (1982) *Grandes represas do Brasil*. Brasília, Editerra, 304p
- Pelicice FM, Abujanra F, Fugi R, Latini JD, Gomes LC, Agostinho AA (2005) A piscivoria controlando a produtividade em reservatórios: Explorando o mecanismo Top Down. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (eds). *Biocenoses em Reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. Rima, pp 293-302
- Petrere-JR M (1996) Fisheries in large tropical reservoirs. *Lakes Reserv Res Manag, Carlton South* 2(2):111-133
- Ploskey GR (1985) Impacts of terrestrial vegetation and pre impoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada. *FAO Fisheries Technical Paper N° 285*, Rome
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestgaard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC (1997) The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47:769-784
- R CORE TEAM (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Root RB (1967) The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecol Monogr* 37: 317-350
- Santos NCL, Santana HS, Dias RM, Borges HLF, Melo VF, Severi W, Gomes LC, Agostinho AA (2016) Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. *Hydrobiologia* 765:265–275
- Simberloff D, Dayan T (1991) The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecological Systems* 22:115–143
- STATSOFT, INC (2005) *STATISTICA (Data Analysis Software System)*, version 7.1 www.statsoft.com
- Vasconcelos LP, Alves DC, Gomes LC (2014) Spatial and temporal variations among fish with similar strategies: patterns of reproductive guilds in a floodplain *Hydrobiologia* 726:213–228
- Welcomme RL, Winemiller KO, Cowx IG (2006) Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Applications* 22(3):377–396
- Wootton RL (1999) *Ecology of teleost fishes*. London : The Netherlands Kluwer Academic Publishers

3 RESERVATÓRIO COMO FILTRO AMBIENTAL PARA ASSEMBLEIA DE PEIXES: QUAIS TRAÇOS FUNCIONAIS SÃO SELECIONADOS?

RESUMO

Reservatórios causam modificações nas condições hidrológicas do rio, que podem atuar como filtro ambiental para determinadas espécies de peixes e ainda alterar a estrutura funcional das comunidades. Neste trabalho, testamos duas hipóteses, a primeira de que as mudanças causadas pelo represamento do rio representam filtro ambiental, que selecionam espécies que compartilham características funcionais semelhantes, porém distintas entre as zonas do reservatório. A segunda se refere à queda na diversidade funcional com o represamento, sendo essa distinta entre as zonas do reservatório e mais acentuada na lacustre. Foram realizadas amostragens mensais de peixes nos trechos correspondentes as zonas fluvial, transição e lacustre do reservatório de São Salvador, rio Tocantins, antes (agosto/2007 à agosto/2008) e após (agosto/2010 à agosto/2011) sua formação. Variáveis abióticas foram aferidas ao longo do reservatório para identificar a zonação no reservatório. A abundância e os traços funcionais das espécies foram obtidos para cada fase e zona do reservatório. Os traços funcionais foram sumarizados por PCoA e correlações com os eixos foram realizadas para identificar os traços funcionais selecionados. A diversidade funcional (índice de RAO) foi avaliada para as fases e zonas do reservatório através de ANOVA bifatorial. A modificação nas condições ambientais impostas pelo represamento do rio levou a seleção de alguns traços funcionais na zona fluvial (piscívoros, migradores e hábitos pelágicos e bentopelágicos). As zonas de transição e lacustre não apresentaram um padrão claro de favorecimento de traços funcionais, sendo negativamente afetadas as espécies que usam *habitat* pelágico e bentopelágico, guilda piscívora e migradores de longa distância. Entretanto, a diversidade funcional, que era menor nas zonas fluvial e transição antes do represamento, aumentou na fase pós. A zona lacustre apresentou os maiores valores de diversidade funcional, porém, foi a única zona com tendência à diminuição após o represamento, evidenciando a região mais impactada do reservatório. As alterações no rio, advindas da formação do reservatório, modificaram as características abióticas, que levaram a redistribuição dos traços funcionais das espécies ao longo da área represada. O aumento da diversidade funcional nas zonas fluvial e transição podem indicar menor redundância funcional das espécies nessas zonas.

Palavras-chave: Diversidade funcional, gradientes em reservatório, impactos de represamento, peixes de água doce, índice de entropia quadrática de RAO, pacote dbFD.

Abstract. Damming cause changes in the hydrological conditions of the river, acting as environmental filter for certain species of fish and changing the functional structure of communities. In this study, we tested the hypothesis that the changes caused by the dams of the rivers represent an environmental filter, selecting species that share similar functionals characteristics, but different between zones of the reservoir. The second hypothesis, that the decline in functional diversity, due to the impoundment, will be more pronounced in the internal zone of the reservoir. For that, were obtained samples of fish in the river stretches corresponding the zones fluvial, transition and lacustrine of the São Salvador reservoir, river Tocantins, before (August 2007 to August 2008) and after (August 2010 to August 2011) its formation. The abundance and functional traits of species were obtained for each phase and the zone of the reservoir. Functional traits were summarized by a principal coordinates analysis and correlations with the axes were performed to identify the selected functional traits. The functional diversity, obtained by quadratic entropy index of RAO, was evaluated for the phases and reservoir zones by factorial ANOVA. PCA was applied to environmental variables in post-impoundment phase. The change in environmental conditions imposed by the damming of the river led to selection of some functional traits in the fluvial zone (piscivorous, migratory fishes and pelagic and benthopelagic habitat). The transition and lacustrine zones did not show a clear pattern of favoring functional traits, negatively affected species using pelagic and benthopelagic habitat, piscivorous guild and migratory fish. However, the functional diversity, which was lower in the river and transition areas before the impoundment, increased in the post dams. The lacustrine zone had the highest functional diversity values; however, was the only zone with a tendency to decrease after the impoundment, highlighting the most affected zone of the reservoir. Changes in the river, arising from the formation of the reservoir, changed the abiotic characteristics, leading to redistribution of functional traits of the species along the dammed area. Increased functional diversity in fluvial and transition zones may indicate less functional redundancy of species in those zones.

Key-words: Functional diversity, gradients in reservoir, impacts of damming, freshwater fish, quadratic entropy index of RAO, package dbFD.

3.1 INTRODUÇÃO

A interceptação dos cursos naturais dos rios por barragens é considerada a maior fonte de impacto pontual que as atividades antrópicas podem produzir nos ecossistemas de água doce (Agostinho et al., 2008a). Os *habitats* fluviais são modificados ou eliminados com o enchimento do reservatório, dando origem a outros para os quais poucas espécies apresentam pré-adaptações (Agostinho et al., 2016). Esse novo sistema tem características híbridas entre rio e lago (Thornton et al., 1990), não mantendo as características do rio, nem refletindo integralmente as de um lago natural (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003; Agostinho et al., 2008a).

As principais alterações com importância ecológica são aquelas resultantes do rearranjo de processos, como a produção de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e a redistribuição das comunidades aquáticas no sistema (Wetzel, 1990; Ward & Stanford, 1995; Agostinho et al., 2007). Esses processos são notavelmente afetados pela alteração na dinâmica da água, levando a diferenças nos padrões de transporte/deposição de sedimento e nutrientes ao longo do eixo longitudinal do reservatório, e determinam importantes gradientes físicos, químicos e biológicos (Thornton et al., 1990; Agostinho et al., 2016).

Como consequência da mudança na dinâmica do rio, a ictiofauna enfrenta grande dificuldade na colonização dos “novos ambientes” criados ou modificados pelo represamento, pois a maioria das espécies não possui pré-adaptações ao novo ambiente lântico (Fernando & Holčík, 1991; Dias et al., 2005; Agostinho et al., 2007; Agostinho et al., 2008a; Agostinho et al., 2015). Esse resultado leva a reorganização das espécies, dos grupos funcionais (Hahn et al., 1998) e, em consequência, das interações entre elas. Como produto final, algumas espécies são favorecidas, tornando-se dominante na comunidade, enquanto outras são prejudicadas, com marcante declínio populacional (Agostinho et al., 2008b).

As comunidades em sistemas fluviais naturais resultam de processos ecológicos presentes, como competição entre as espécies (Hutchinson, 1959; Leibold, 1998) e a ação dos filtros ambientais (Poff & Allan, 1995; Tedesco et al., 2008), mas são resultados principalmente de processos evolutivos passados e contínuos (Ackerly, 2003). A história evolutiva das espécies deve influenciar a diversidade das características funcionais presentes em uma comunidade, e essas características podem então determinar o funcionamento das comunidades e, consequentemente, dos ecossistemas (Tilman, 2001; Petchey & Gaston, 2006; Mason & De Bello, 2013). Desta

forma, pressupõem-se que as espécies do rio apresentem pré-adaptações e características funcionais para este tipo de ambiente. No entanto, após o represamento, o sistema fluvial passa por modificações e tem seu funcionamento explicado pelo conceito de zonação longitudinal. Em grandes rios (como no rio Tocantins), além da zonação, os reservatórios inseridos em séries também sofrem influências dos reservatórios localizados a montante (Barbosa et al., 1999). De acordo com o conceito de zonação, as alterações na dinâmica da água, causadas pelo represamento, associada às mudanças nos processos de transporte-sedimentação, produz gradientes físicos, químicos e biológicos ao longo do corpo do reservatório (Thorton et al., 1990; Agostinho et al., 2008a). Esses gradientes longitudinais devem produzir filtros com características e intensidades distintas, selecionando espécies de peixes, residentes no rio, e grupos funcionais que apresentem características que permitam o processo de recolonização, estabelecimento e persistência no novo ambiente.

As características funcionais (*traits*) das espécies são mensuráveis em nível de indivíduo (Weithoff, 2003; McGill et al., 2006; Cianciaruso et al., 2009) e podem ter natureza morfológica, fisiológica ou fenológica e estar associada ao fitness do organismo (Violle et al., 2007). A diversidade funcional é uma métrica da biodiversidade que quantifica o tipo e o valor dos traços dos organismos, e estes estão associados ao seu desempenho e assim, influenciam o funcionamento do ecossistema (Díaz & Cabido, 2001; Tilman, 2001). Medir a diversidade funcional, portanto, significa medir a diversidade de traços funcionais das espécies. De acordo com Tilman et al. (1997) comunidades com maior diversidade de caracteres funcionais, isto é, com maior diversidade funcional, devem operar de modo mais eficiente, pois alta diversidade funcional significa que uma ampla gama de recursos estão sendo melhor utilizados.

Estudos abordando o aspecto funcional são importantes para melhor compreensão dos processos envolvidos nos impactos causados por represamentos. Podem ainda auxiliar na previsão e na manutenção da biodiversidade, bem como indicar estratégias para que a biodiversidade possa ser mantida e conservada diante das mudanças ambientais impostas por essas ações atropogênicas (Lavergne et al., 2010; Mouillot et al., 2013). Visto que o entendimento da estruturação das comunidades e processos ecossistêmicos está diretamente relacionado com as estratégias adaptativas ou características funcionais das espécies, espera-se que o melhor conhecimento das respostas funcionais da comunidade de peixes às alterações impostas pelo represamento

do rio, proporcione relevantes avanços no que diz respeito ao entendimento dos mecanismos e processos que conduzem a redução da diversidade ictiofaunística nestes ambientes. Inferências sobre características funcionais em assembleias de peixes são promissoras em estudos que envolvem ambientes impactados, dado que permitem o estabelecimento de padrões de associação entre a estrutura das assembleias e as condições do meio, independentemente de aspectos de ordem taxonômica (Keck et al., 2014).

Desta forma, partindo do pressuposto que, o represamento modifica as condições ambientais que por sua vez agem como filtro ambiental e podem “selecionar”, a partir do *pool* de espécies de peixes residentes, aquelas espécies que apresentem características funcionais que permitirão a colonização do reservatório. Assim, duas hipóteses foram testadas: I) As espécies de peixes com características funcionais associadas à colonização e à capacidade de explorar as oportunidades que se tornam disponíveis ao longo do eixo longitudinal do reservatório serão as selecionadas e apresentarão traços funcionais distintos entre as zonas do reservatório. Dado os gradientes longitudinais esperados ao longo do reservatório são avaliadas as seguintes predições: (a) na zona fluvial os peixes favorecidos serão aqueles com traços funcionais relacionados às guilda trófica insetívora e piscívora, uso de *habitats* bentopelágicos, estratégias reprodutivas que envolvam migração de longa distância, dado que a região fluvial mantém características ambientais semelhantes as do rio; (b) na zona de transição, por apresentar características intermediárias entre as zonas do reservatório (lacustre e fluvial), espera-se que as espécies não apresentem padrão claro de favorecimento; (c) na zona lacustre os peixes favorecidos serão os onívoros, com *habitat* pelágico, com menores tamanhos corporais, e não migradores (de hábitos sedentários). II) a hipótese testada foi de que a diversidade funcional tende a diminuir em direção a zona mais interna do reservatório após o represamento. A predição relacionada a essa hipótese é a de que após o represamento, com a compartimentação das características abióticas, espera-se que a diversidade funcional seja mais baixa na zona lacustre do reservatório.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

As coletas foram realizadas no reservatório de São Salvador, no rio Tocantins. Este rio apresenta 2.750 km de extensão, nasce no Planalto Central Brasileiro e flui no sentido sul-norte, desaguando no Pará, estuário do Amazonas (Agostinho et al., 2009). O reservatório da UHE São Salvador está localizado no alto rio Tocantins, entre os municípios de São Salvador do Tocantins (margem esquerda) e Paranã (margem direita). Formado no final de 2008, esse reservatório têm uma extensão de 80 km, largura máxima de 5 km, área alagada de 104 km² e volume de 952 hm³. Suas águas têm um tempo de residência média de 12 dias, estando confinado entre os reservatórios das UHEs Cana Brava (montante) e Peixe Angical (jusante) – Limnobios (2012).

3.2.2 Coleta dos dados

As amostragens e o material biológico utilizados nesse estudo foram obtidos em seis locais de amostragem distribuídos ao longo do corpo principal do reservatório de São Salvador (Fig. 1), na fase pré e pós-represamento, sendo codificados de R1 a R6 no sentido montante-jusante. Para este estudo, as regiões amostradas foram agrupadas da seguinte forma: zona fluvial (R1 e R2), zona de transição (R3, R4 e R5) e zona lacustre (R6). As coletas, na fase rio, foram mensais e realizadas pelo Núcleo de Estudos Ambientais (NEAMB) da Universidade Federal do Tocantins. Na fase pós-represamento foram mensais e realizadas pela Limnobios Consultoria em Ambientes Aquáticos, ambos apoiado pela Companhia Hidrelétrica São Salvador (CESS-Tractebel). As amostras foram realizadas com redes de espera (12 redes com malhagens de 24 a 160 mm entre nós alternados). Para este estudo o período de coleta considerado foi de agosto de 2007 a agosto de 2008 (fase pré) e agosto de 2010 a agosto de 2011 (fase pós).

As informações registradas, de cada indivíduo capturado, foram: data e local de amostragem (nome e código); período de captura; espécie; peso total e comprimento padrão. A abundância das espécies capturadas, em cada fase e zona do reservatório, foi indexada pela CPUE (indivíduos/1000m² rede em 24h). Para a elaboração da matriz funcional (nas linhas estavam as espécies e nas colunas os traços funcionais), as espécies foram categorizadas com relação a atributo morfométrico, guilda trófica, comportamento reprodutivo e uso de *habitat* (Tab. 1).

O atributo morfométrico avaliado foi o comprimento padrão máximo (cm). Com relação a classificação em guildas tróficas, as espécies foram categorizadas de acordo com o recurso alimentar predominante na dieta (detritívora, onívora, insetívora, algívora, zooplactívora, piscívora, lepidófaga, invertívora e herbívora) (Neamb-UFT 2009; Limnobios 2012) (Tabela A2 – Apêndice). Os estômagos foram analisados, os itens alimentares identificados e o volume dos itens alimentares foram obtidos pela placa milimetrada ou deslocamento da água em provetas graduadas. O comportamento reprodutivo foi representado pelos traços de fecundação (interna e externa), cuidado parental (ausente ou presente) e realização de migração para desova (ausente ou presente). Quanto ao atributo de uso do *habitat* as espécies foram classificadas de acordo com o comportamento predominante (bentopelágica, pelágica e demersal), determinado através de informações disponíveis no site FishBase (Froese & Pauly, 2013) e relatórios não publicados (Limnobios 2012). A matriz funcional é mista, pois contém informações de variável quantitativa contínua (comprimento padrão) e as demais são binárias.

Nos mesmos locais, na fase de pós-represamento, dados referentes as condições físico-químicas da água como transparência da água (disco de Secchi; m), temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) foram aferidos em campo com equipamentos analíticos portáteis.

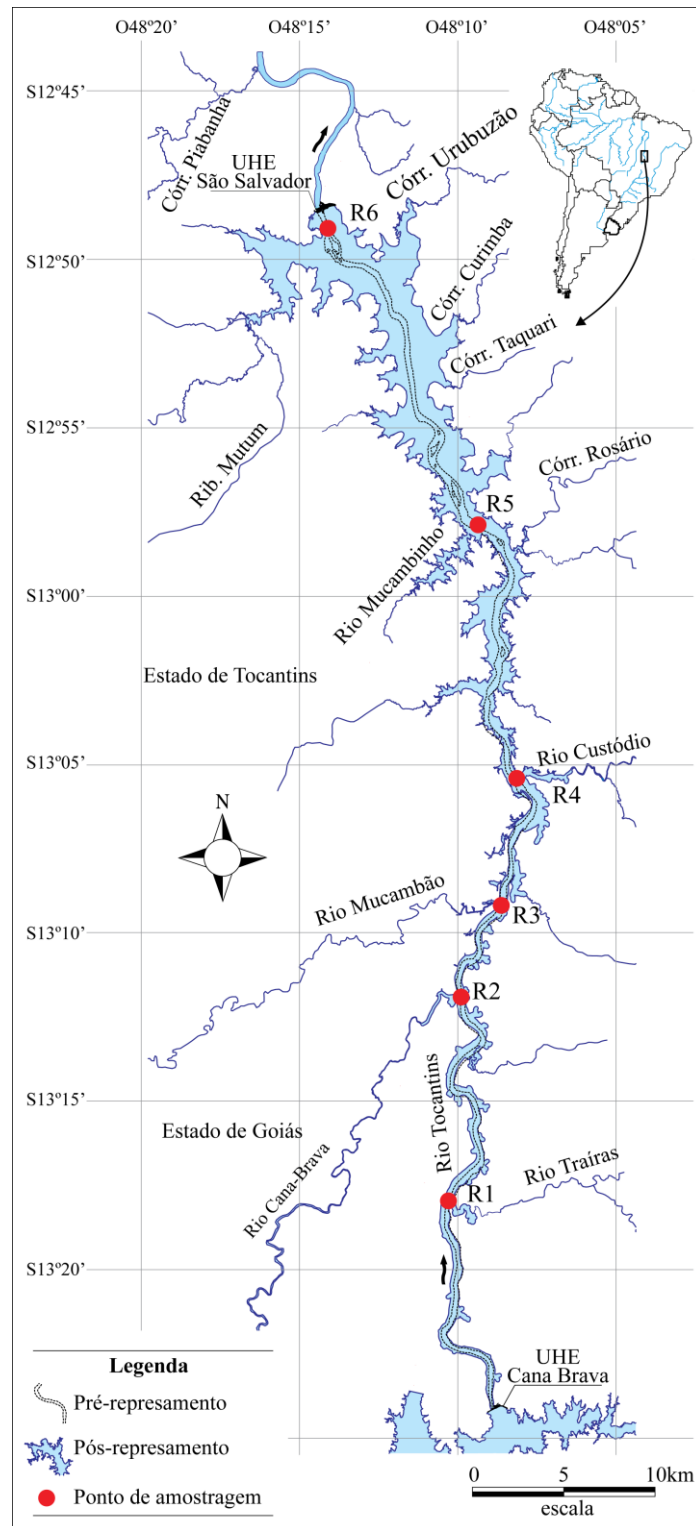


Figura 1. Localização do reservatório de São Salvador na bacia do alto rio Tocantins – TO, indicando os locais de amostragem. Fluvial = R1 e R2, Transição = R3, R4 e R5 e Lacustre = R6.

Tabela 1. Descrição dos traços funcionais avaliados.

Classe do traço funcional	Sub-classe do traço funcional	Descrição do traço funcional
Morfométrico	Comprimento padrão máximo (cm)	Distância da extremidade do focinho até o final do pedúnculo caudal
	Detritívora	Espécies que se alimentam predominantemente de detritos e sedimento.
	Onívora	Espécies que se alimentam de material vegetal e animal.
Guilda trófica	Insetívora	Espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados terrestres.
	Planctívora	Espécies que se alimentam predominantemente de algas e zooplâncton.
	Piscívora	Espécies que se alimentam predominantemente de peixes inteiros e fragmentos.
	Lepidófaga	Espécies que se alimentam predominantemente de escamas de peixes.
	Invertívora	Espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados aquáticos.
	Herbívora	Espécies que se alimentam predominantemente de plantas.
Comportamento reprodutivo	Fecundação interna ou externa	Peixes com desenvolvimento dos ovos na cavidade ou no exterior
	Cuidado parental	Peixes que apresentam comportamento de cuidado com a prole
	Migração	Migradores de longa distância
Uso do habitat	Bentopelágica	Espécies que nadam no fundo do rio/reservatório, mas se deslocam na coluna d'água
	Pelágica	Espécies encontradas nadando livremente na coluna d'água
	Demersal	Espécies associadas ao fundo do rio/reservatório

3.2.3 Análise dos dados

Com a finalidade de detectar o gradiente no corpo do reservatório, as variáveis físico-químicas foram ordenadas por uma análise de componentes principais (PCA) para identificar as variáveis abióticas responsáveis pela diferenciação das zonas do reservatório. Antes da realização da PCA, as variáveis foram transformadas em logaritmo de base 10 (exceto pH). Na PCA, os eixos retidos foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que os gerados aleatoriamente pelo processo de randomização *Broken-stick* (Jackson, 1993).

A matriz de abundância das espécies foi submetida à análise exploratória, para verificar diferenças entre as zonas e as fases do represamento. Para isso, foi aplicada a Análise de Coordenadas Principais (PCoA; Legendre & Legendre, 1998) através da similaridade de Bray-Curtis e Análise de Variância Multivariada Permutacional – PERMANOVA. A PCoA e a PERMANOVA foram realizadas no programa PRIMER versão 6.0 com a PERMANOVA (Anderson et al., 2008). Como as diferenças foram significativas para as zonas ($pseudo - F = 9,77$; $P = 0,001$), fases ($pseudo - F = 21,98$; $P = 0,001$) e também para a interação ($pseudo - F = 8,50$; $P = 0,001$) (Fig. 2), as análises seguintes foram conduzidas para cada zona do reservatório individualmente. Consideramos para análise 85% das abundâncias totais das espécies capturadas, para evitar ruídos advindos das espécies raras.

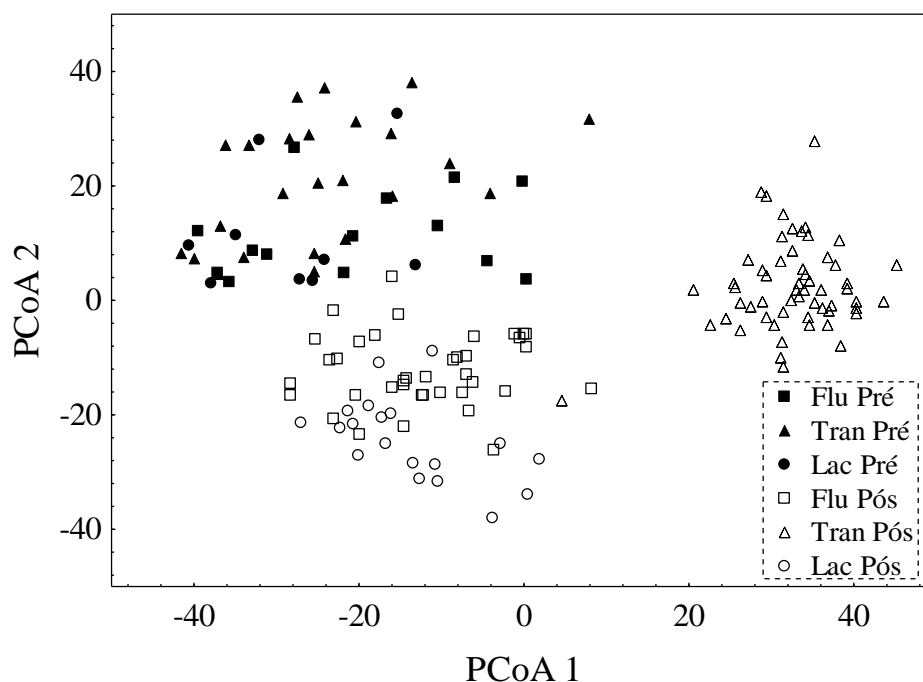


Figura 2. Ordenação, derivada da análise exploratória da ictiofauna nas zonas do reservatório e fases do represamento do reservatório de São Salvador. Flu = Fluvial, Tran = Transição e Lac = Lacustre.

Para avaliar as possíveis mudanças nos traços funcionais das espécies nas zonas do reservatório, e identificar os traços selecionados após o represamento, a matriz de abundância de espécies foi formada com o somatório total das abundâncias das espécies de cada local e mês de captura, conforme Mouillot et al. (2013) (Fig. 3), de forma que cada espécie apresentou apenas um valor de abundância para cada fase do represamento. Inferências sobre o favorecimento ou prejuízo das espécies com relação aos traços selecionados foram realizadas com a categorização das espécies de peixes em “favorecidas” (apresentaram maiores abundâncias na fase pós) e “prejudicadas” (apresentaram menores abundâncias na fase pós) de acordo com a diferença nas abundâncias entre as fases avaliadas (Mouillot et al., 2013).

A matriz de traços funcionais, para cada zona do reservatório, apresenta espécies nas linhas e traços funcionais nas colunas (Fig. 3). A partir da matriz de traços funcionais foi calculada a matriz de distância, através da dissimilaridade de Gower (Pavoine et al., 2009), nesta então foi aplicada a PCoA (Legendre & Legendre, 1998), formando um espaço funcional (representado pelos PCoA 1 e PCoA 2). Por fim, os dois primeiros eixos derivados da PCoA, foram correlacionados (correlação de Spearman)

com a matriz de traços funcionais das espécies. Os traços funcionais que mais explicaram a formação dos eixos 1 e 2 da ordenação e retidos para interpretação foram aqueles que apresentaram valores de correlações acima de 0,5 e significativos ($p < 0,05$). As análises foram conduzidas no programa R versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2013).

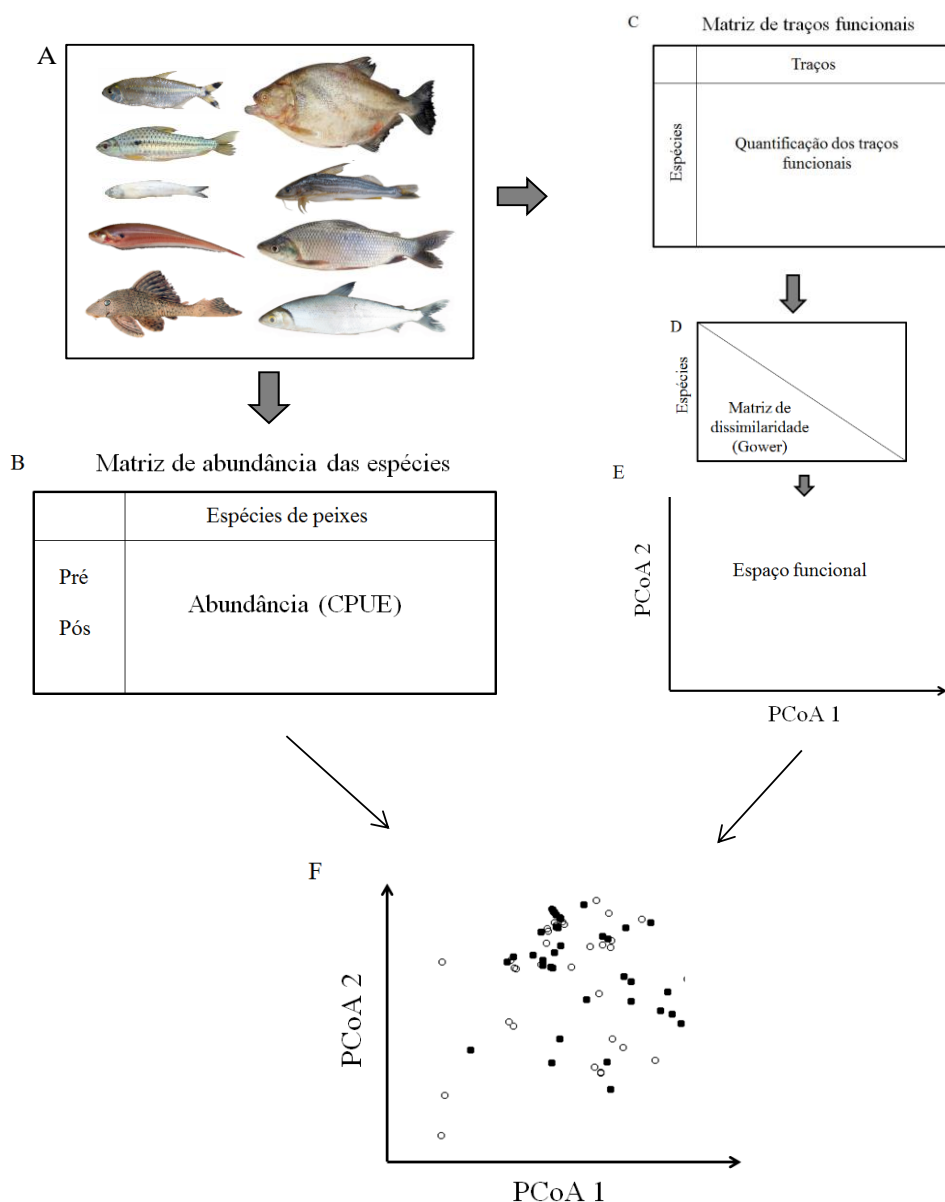


Figura 3. Diagrama esquemático do procedimento estatístico para identificar os traços funcionais selecionados após o represamento. A - *pool* de espécies de peixes capturadas no rio Tocantins. B - a matriz de abundância das espécies (CPUE), considerando as fases (pré e pós) do represamento. C - apresenta a matriz de traços funcionais. D - transformação da matriz de traços funcionais com a distância de Gower. E - representa o resultado da PCoA, formando o espaço funcional das espécies. Com as matrizes B (com as espécies favorecidas e prejudicadas) e E (PCoA 1 e 2 correlacionados com os traços

funcionais) resulta na figura F que representa o espaço funcional das espécies favorecidas e prejudicadas e os traços funcionais correlacionados às espécies. Adaptado de Mouillot et al. (2013).

Com os traços funcionais das espécies podemos obter a diversidade funcional da comunidade avaliada. Assim, a entropia quadrática de RAO (Botta-Dukát, 2005; Pavoine et al., 2005) foi calculada, pois esta métrica permite a comparação da diversidade funcional entre ambientes distintos. Este índice considera a dissimilaridade funcional entre as espécies de uma comunidade, quanto mais distantes as espécies forem entre si (com relação aos traços funcionais), mais diversa será a comunidade. Este índice, calculado a partir da abundância das espécies e suas dissimilaridades em características, é independente da riqueza de espécies e oferece um desempenho melhor que outros índices na quantificação da diversidade funcional (Botta-Dukát, 2005; Pillar et al., 2013). O índice de diversidade funcional (Entropia de RAO) foi calculado com a matriz de abundância das espécies de peixes (locais nas linhas e espécies nas colunas) e a matriz de traços funcionais (espécies nas linhas e traços funcionais nas colunas). A distância utilizada foi a de Gower (Pavoine et al., 2009). O índice, em escala de 0-1, foi calculado considerando as zonas do reservatório e as fases do represamento.

Possíveis diferenças na diversidade funcional entre as zonas do reservatório e as fases do represamento foram testadas com análise de variância bifatorial e a significância obtida através de teste de permutação (Manly, 2007). Para essa análise, a variável resposta foi a entropia quadrática de RAO e os fatores foram as zonas do reservatório (níveis: Fluvial, Transição e Lântico) e as fases (níveis: Pré e Pós), a interação entre os fatores também foi considerada. O procedimento de permutação foi adotado porque o pressuposto de homocedasticidade não foi atendido para a ANOVA paramétrica. O teste Post-hoc de Tukey foi aplicado quando obtido valores significativos. As análises foram conduzidas no programa R versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2013). Os valores do índice RAO foram obtidos através da função dbFD do pacote “FD” (Laliberté et al., 2014). Todos os testes consideraram nível de significância de $\alpha = 0,05$.

3.3 RESULTADOS

Somente o primeiro eixo foi retido para interpretação na PCA (Fig. 4), de acordo com o critério de *Broken-stick*. Esse eixo (Eigenvalor= 2,26) explicou 45,34% da variabilidade total dos dados. A zona lacustre apresentou maior influência do oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade, enquanto que as zonas de transição e fluvial apresentaram os menores valores médios dessas variáveis. A transparência da água não apresentou correlação significativa com o eixo 1.

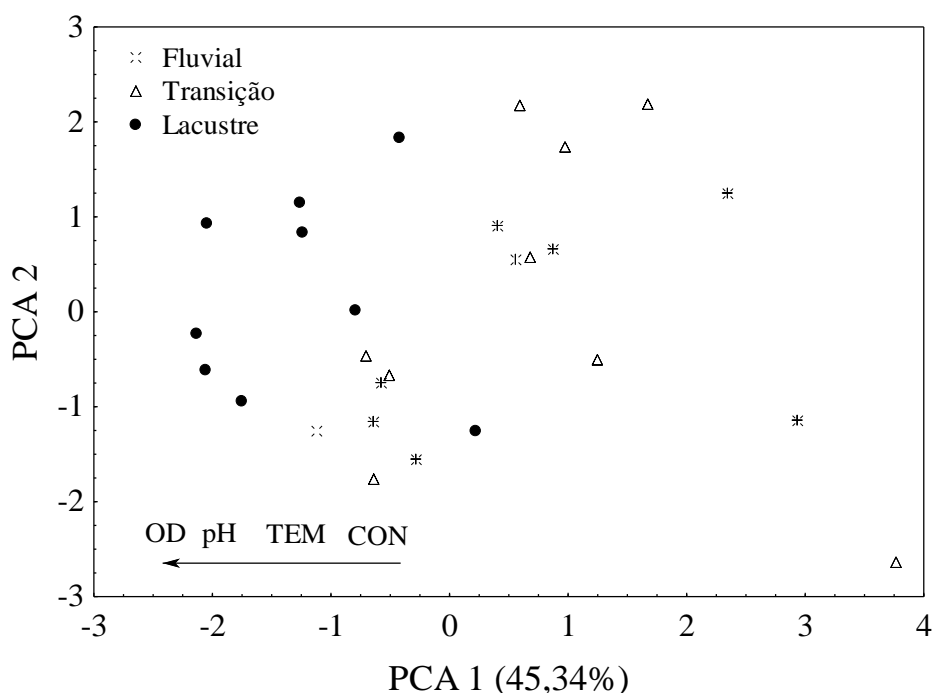


Figura 4. Ordenação resultante da análise dos componentes principais (PCA), aplicada sobre a matriz dos dados abióticos registrados nas diferentes zonas do reservatório de São Salvador - TO.

Durante o período considerado foram coletadas 126 espécies de peixes. Após a remoção das espécies raras até o limite de 85% das abundâncias totais em cada zona do reservatório, as espécies analisadas foram redistribuídas da seguinte maneira: na zona fluvial (pré 35 e pós 28), na transição (pré 31 e pós 30) e na zona lacustre (pré 32 e pós 23).

Na zona fluvial, os dois primeiros eixos derivados da PCoA explicaram 36,5% da variação total dos dados (Fig. 5). Neste ambiente, as espécies que apresentaram o traço funcional Bentopelágica estiveram positivamente relacionadas com o primeiro eixo e Pelágicas foram negativamente correlacionadas (Tab. 3). A contribuição para

formação do eixo 2 foi de dois traços funcionais correlacionados negativamente, Pelágica e piscívora, e positivamente relacionado ao traço funcional Demersal. As variáveis que mais explicaram a formação dos eixos estiveram associadas às características do tipo de uso do *habitat* e ao hábito alimentar (guilda trófica). Assim, as combinações de traços funcionais que mais favoreceram as espécies na zona fluvial, após o represamento, foram o comportamento pelágico e piscivoria. Enquanto que, as espécies prejudicadas apresentaram maior correlação com os hábitos demersal e bentopelágico.

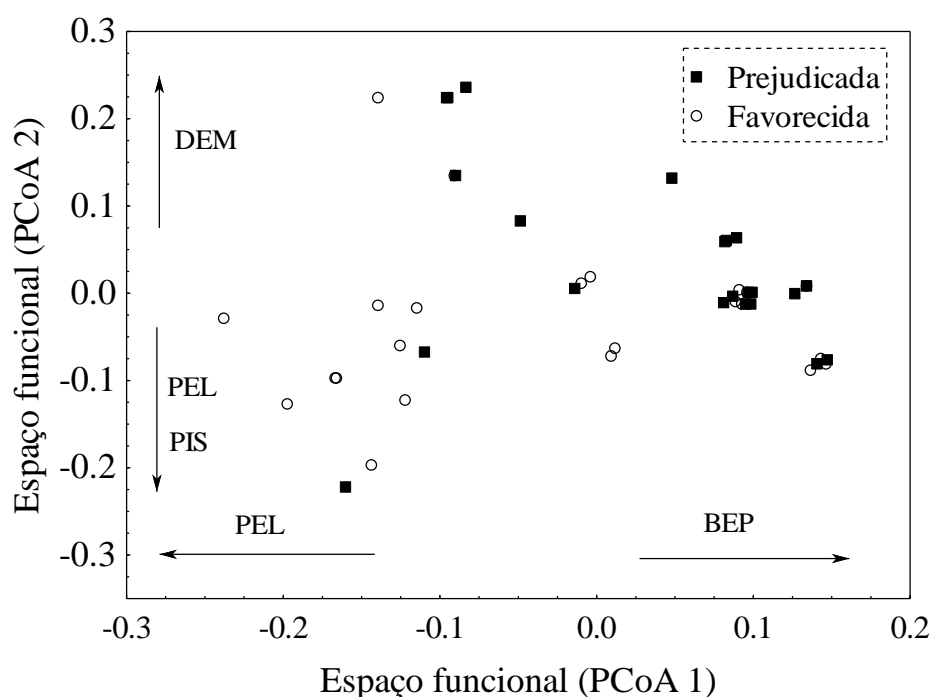


Figura 5. Espaço funcional gerado pela ordenação (PCoA) dos traços funcionais das espécies de peixes na zona fluvial do reservatório de São Salvador – TO. DEM = demersal, PEL = pelágica, PIS = piscívora, BEP = bentopelágica.

Tabela 3. Resultado das correlações de Spearman entre os traços funcionais das espécies e o Eixo 1 e 2 derivados da PCoA, na zona fluvial do reservatório de São Salvador - TO. * = $P < 0.01$

Traços funcionais	Corr (Eixo 1)	P	Corr (Eixo 2)	P
Pelágica	-0.7	*	-0.605	*
Piscívora	-0.538	*	-0.399	0.007
Bentopelágica	0.849	*	0.073	0.632
Migração	0.402	0.006	-0.398	0.007
Herbívora	0.354	0.017	-0.005	0.972
Comprimento padrão máximo	-0.348	0.019	-0.293	0.051
Demersal	-0.327	0.028	0.564	*
Insetívora	0.322	0.031	-0.26	0.085
Com Cuidado Parental	-0.304	0.043	0.509	*
Invertívora	-0.245	0.105	0.365	0.014
Planctívora	-0.163	0.286	-0.093	0.544
Detritívora	0.158	0.299	0.509	*
Fecundação Interna	-0.151	0.322	-0.221	0.145
Onívora	0.096	0.53	-0.132	0.386
Lepidófaga	0.093	0.544	0.07	0.649

Na zona de transição, os dois primeiros eixos da PCoA explicaram 35,2% da variação total dos dados (Fig. 6). Nesta zona, quatro traços funcionais foram correlacionados com o eixo 1: três positivamente (Pelágica, piscívora e comprimento padrão) e um negativamente (Bentopelágica). Para o segundo eixo, a contribuição foi de apenas uma variável (demersal), correlacionada positivamente (Tab. 4). Os traços funcionais que contribuíram para a formação dos eixos foram aqueles que apresentam informações sobre o uso do *habitat*, guilda trófica e tamanho corporal das espécies. Nessa zona, o traço mais importante para a distribuição das espécies no espaço funcional foi relacionado com o tipo de uso do *habitat*, as espécies mais prejudicadas foram as de comportamento bentopelágico e piscívoras. Já as espécies favorecidas nesta zona não apresentaram um padrão evidente de distribuição no espaço funcional.

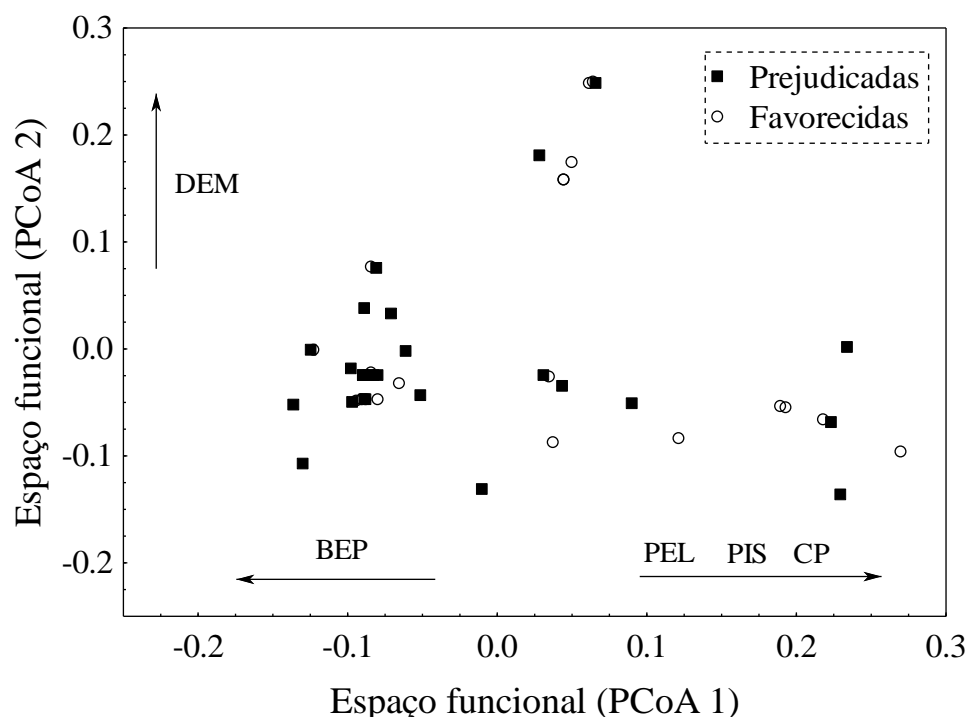


Figura 6. Espaço funcional gerado pela ordenação (PCoA) dos traços funcionais das espécies de peixes na zona de transição do reservatório de São Salvador – TO. DEM = demersal, PEL = pelágica, PIS = piscívora, BEP = bentopelágica, CP = comprimento padrão máximo.

Tabela 4. Resultado das correlações de Spearman entre os traços funcionais das espécies e o Eixo 1 e 2 derivados da PCoA, na zona transição do reservatório de São Salvador – TO. * = $P < 0.01$

Traços funcionais	Corr (Eixo 1)	P	Corr (Eixo 2)	P
Pelágica	0.687	*	-0.493	*
Piscívora	0.608	*	-0.485	0.001
Comprimento padrão máximo	0.544	*	-0.221	0.14
Bentopelágica	-0.811	*	-0.058	0.70
Insetívora	-0.378	0.01	-0.44	0.002
Migração	-0.362	0.013	-0.226	0.132
Demersal	0.317	0.032	0.622	*
Fecundação Interna	0.305	0.039	-0.297	0.045
Onívora	-0.224	0.135	0.063	0.676
Detritívora	-0.186	0.216	0.497	*
Com Cuidado Parental	0.171	0.257	0.373	0.011
Planctívora	0.123	0.417	0.282	0.058
Lepidófaga	-0.084	0.578	0.073	0.63
Invertívora	0.07	0.645	0.413	0.004
Herbívora	0.017	0.912	-0.039	0.795

Os dois primeiros eixos derivados da PCoA, para a zona lacustre, explicaram juntos 38,9% da variação total dos dados (Fig. 7). Para o primeiro eixo, apenas um traço funcional (Bentopelágica) contribuiu positivamente e três negativamente (Piscívora, pelágica e comprimento padrão máximo) para a sua formação. Já para o eixo 2, um traço funcional foi positivamente correlacionado (Demersal), e um apresentou correlação negativa (Migrador de longa distância) (Tab. 5). As informações dos traços funcionais apresentadas nos eixos da ordenação para a zona lacustre estiveram relacionadas ao uso do *habitat*, guildas tróficas dos peixes, e ao tamanho corporal. As combinações dos traços funcionais que mais apresentaram espécies prejudicadas com o represamento, na zona lacustre, foram relacionadas ao comportamento bentopelágico e peixes que realizam migração de longa distância. As espécies favorecidas não apresentaram um padrão evidente na distribuição no espaço funcional, mas parecem apresentar os menores tamanhos corporais.

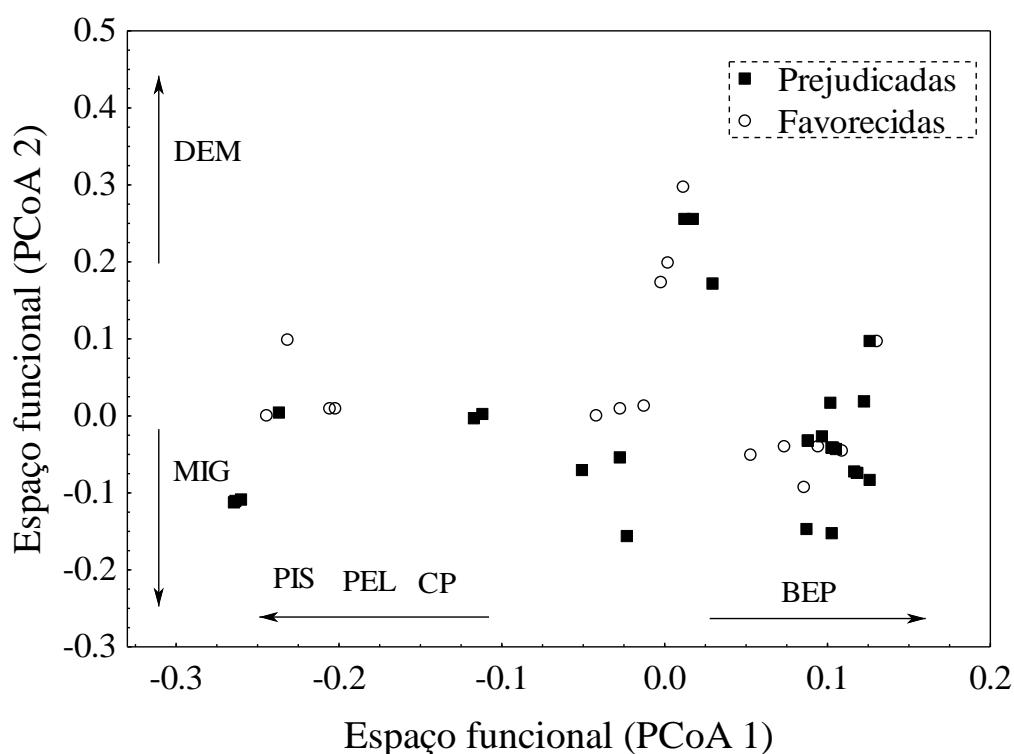


Figura 7. Espaço funcional gerado pela ordenação (PCoA) dos traços funcionais das espécies de peixes na zona lacustre do reservatório de São Salvador – TO. DEM = demersal, MIG = migrador de longa distância, BEP = bentopelágica, PIS = piscívora, PEL = pelágica, CP = comprimento padrão máximo.

Tabela 5. Resultado das correlações de Spearman entre os traços funcionais das espécies e o Eixo 1 e 2 derivados da PCoA, na zona lacustre do reservatório de São Salvador – TO. * = $P < 0.01$

Traços funcionais	Corr (Eixo 1)	P	Corr (Eixo 2)	P
Bentopelágica	0.699	*	-0.424	0.004
Comprimento padrão máximo	-0.655	*	-0.119	0.443
Pelágica	-0.726	*	0.00	1.00
Piscívora	-0.761	*	-0.108	0.487
Lepidófaga	0.331	0.028	0.122	0.43
Insetívora	0.307	0.042	-0.239	0.118
Invertívora	0.212	0.168	0.423	0.004
Fecundação Interna	-0.162	0.293	0.03	0.847
Demersal	-0.094	0.544	0.595	*
Onívora	0.093	0.547	-0.137	0.375
Migração	0.072	0.641	-0.75	*
Herbívora	0.069	0.658	-0.06	0.698
Detritívora	-0.066	0.67	0.21	0.171
Com Cuidado Parental	0.051	0.741	0.478	0.001

Quando consideramos a diversidade funcional pela entropia quadrática de RAO, a interação foi significativa ($F = 8,29$; $P < 0,001$). As zonas transição e fluvial apresentaram aumento na diversidade funcional após o represamento, enquanto que na zona lacustre não houve diferenças, porém foi a única zona que indicou tendência a queda na diversidade funcional, e que, portanto, esta zona é a mais impactada do reservatório (Fig. 8).

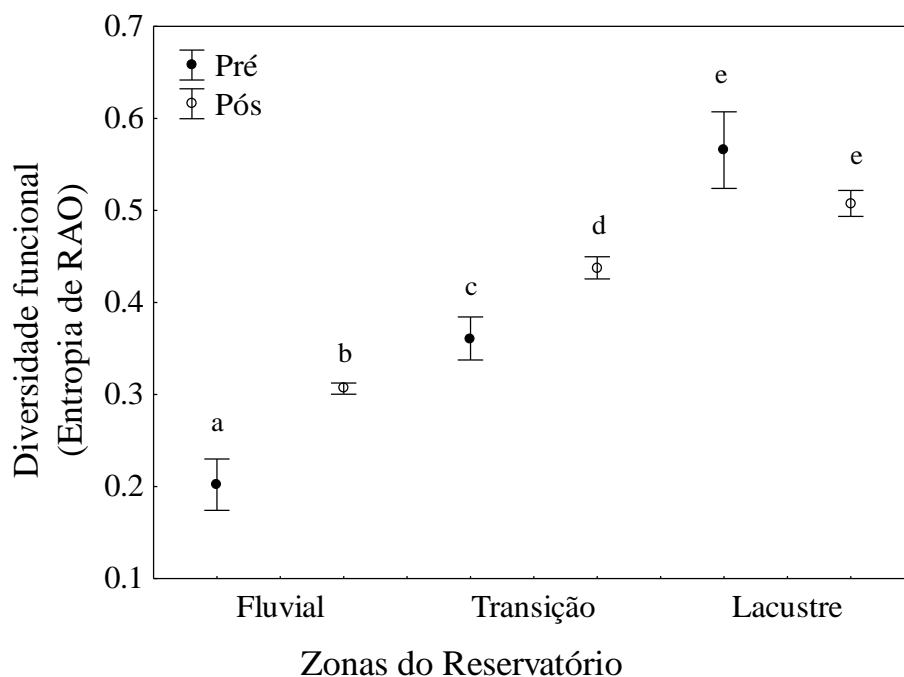


Figura 8. Variação da diversidade funcional, considerando as fases de pré e pós represamento e as zonas do reservatório de São Salvador – TO. Círculos: média; Barra vertical: erro padrão. Letras diferentes acima das barras de erro indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

3.4 DISCUSSÃO

Uma série de fatores influencia o processo de colonização das espécies de peixes em um reservatório, como a modificação na disponibilidade de recursos alimentares (Hanh & Fugi, 2007), a demanda reprodutiva, o tamanho dos estoques a montante da barragem, a distribuição original das espécies (Agostinho et al., 2007; Agostinho et al., 2008a), além das novas condições limnológicas decorrentes do represamento (Ward & Stanford, 1983; Thorton et al., 1990; Agostinho et al., 2008a). Desta forma, é esperado que, após a fase inicial de elevada produtividade (Agostinho et al., 1999), o filtro ambiental imposto pelo represamento selecione as espécies que apresentem um conjunto de traços funcionais que permitam a colonização das diferentes zonas do novo ambiente.

A ordenação dos dados abióticos revelou um padrão evidente de segregação entre as zonas do reservatório, especialmente a zona lacustre, na qual foram registradas as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade. Essa tendência é inusitada em relação às duas primeiras variáveis, em geral mais baixa nas

áreas mais internas de reservatórios (Agostinho et al., 1999). De qualquer maneira, esses padrões atestam a existência de gradientes hidrológicos e limnológicos longitudinais já descritos para outros reservatórios (Ward & Stanford, 1983; Thorton et al., 1990; Agostinho et al., 2008a) e que levam a respostas distintas das assembleias de peixes como mostrado neste estudo. Assim, espécies de peixes com traços funcionais distintos foram selecionadas nas zonas do reservatório, indicando que o mesmo pode estar atuando como filtro ambiental para as espécies após o represamento, selecionando traços funcionais.

Na zona fluvial, as espécies mais favorecidas foram as piscívoras com estratégia migradora e *habitat* pelágico. O favorecimento dos dois primeiros traços é esperado, dado que os grandes migradores são predominantemente reofílicos e piscívoros (Agostinho et al., 2003) e este trecho do reservatório é o que mais se assemelha ao sistema fluvial de origem. Já a presença de espécies consideradas pelágicas se deve ao fato delas serem tipicamente pelágicas em sistemas fluviais (ex.: *Ageneiosus brevis*, *Auchenipterus nuchalis*, *Boulengerella cuvieri*), sem pré-adaptações para ocupar as áreas pelágicas das zonas mais internas, lênticas e profundas (Gomes & Miranda, 2001). Já aquelas que usam *habitats* demersais ou mesmo bentopelágicos, cuja preferência por esse trecho seria esperada, devem ter sido prejudicadas pelas menores concentrações de oxigênio, visto que a zona fluvial está localizada a jusante de outra barragem (UHE Cana Brava) que libera águas com baixos teores desse gás (Limnóbios, 2012). Ao contrário dos peixes pelágicos, os demersais tem menor mobilidade e vivem em áreas menos oxigenadas (Agostinho et al., 2016). Os menores teores de oxigênio devem explicar também a baixa preferência de outros traços associados ao fundo como os detritívoros e invertívoros com cuidado parental. Esse grupo de características, não favorecido pela posição da zona fluvial, está associado principalmente aos peixes da família Loricariidae.

O fato da estação de amostragem fluvial estar posicionada logo abaixo da barragem da UHE Cana Brava faz com que ela apresente oscilações bruscas de nível d'água bem como pulsos de vazão, ambos decorrentes da operação do reservatório. Ainda, associado aos baixos teores de oxigênio da água proveniente do reservatório a montante provoca influências principalmente nas margens que geralmente são encontrados os ninhos das espécies com cuidado parental (Agostinho et al., 2007). Ademais, os frequentes pulsos de vazão devem promover a deriva ou a instabilidade dos recursos alimentares de fundo (detritos e invertebrados), afetando invertívoros e

detritívoros. Tedesco et al. (2008) relatam que espécies com cuidado parental são favorecidas em *habitats* mais estáveis com características lacustres e com baixa variação ambiental. Por outro lado, Mérona et al. (2001), informam que os invertebrados aquáticos são comumente afetados pela baixa oxigenação e pela oscilação do nível d'água. Já os detritívoros são afetados pela baixa qualidade do detrito após o represamento, pois os sedimentos e nutrientes ficam retidos nos reservatórios a montante (reservatórios de Cana Brava e Serra da Mesa).

A zona de transição e lacustre não apresentaram padrão claro acerca de que traços funcionais foram favorecidos. Essas áreas, com maior alteração nos *habitats* originais, possuem ictiofauna local que não apresentam pré-adaptações para o uso eficiente dos novos *habitats* (Agostinho et al., 2016). As espécies mais prejudicadas foram aquelas que utilizam *habitat* pelágico e bentopelágico e migradores de longa distância.

As condições heterogêneas locais ao longo do reservatório, decorrentes de processos de transporte e sedimentação (Kimmel et al., 1990), atuaram como filtro que regularam a distribuição dos traços funcionais das espécies no reservatório. Os traços funcionais relacionados ao uso do *habitat* e, principalmente, com a migração dos peixes foram os que mais responderam às variações nas zonas avaliadas. Este fato pode estar associado as características conservativas da reprodução, ao contrário do hábito alimentar que pode sofrer alterações decorrentes da grande plasticidade trófica apresentada pelos peixes da região Neotropical (Abelha et al., 2001), além de amplas oscilações na disponibilidade dos recursos alimentares.

As variações nos traços funcionais das espécies ao longo do gradiente longitudinal do reservatório foram refletidas na diversidade funcional entre as zonas, nas duas fases consideradas. Gradiente crescente e significativo na diversidade funcional foi verificado desde a zona fluvial até a lacustre. Embora esta tendência esteja de acordo com o conceito de zonação em reservatório, ela se deve mais ao efeito de flutuações na vazão e qualidade da água efluente do reservatório da UHE Cana Brava, situada logo a montante. Embora esses gradientes tenham sido atenuados após o represamento, ele foi verificado tanto antes como depois da formação do reservatório.

Após o represamento a diversidade funcional aumentou na zona fluvial, de transição e não foi alterada na lacustre. Mudanças na distribuição dos traços funcionais dos peixes e da diversidade funcional das assembleias avaliadas no reservatório pode ser consequência da redistribuição dos peixes em busca de locais e recursos mais

apropriados após o represamento (Agostinho et al., 2007). Desta forma, os ambientes com diversidade funcional baixa (transição) ou muito baixa (fluvial) na fase rio, provavelmente em razão dos efeitos de jusante da UHE Cana Brava, passaram a ser ocupados por espécies cujos traços funcionais não eram apropriados aos trechos mais internos do reservatório, os quais anteriormente a diversidade funcional era mais elevada (lacustre). Esse fato sugere também a perda de redundância funcional da assembleia de peixes na zona de transição e fluvial. Apesar do aumento da diversidade funcional nessas zonas, a estabilidade do sistema pode estar sendo afetada, pois a perda de espécies funcionalmente redundantes diminui a complexidade do ecossistema (Walker, 1992).

Queda na diversidade funcional da zona lacustre era esperada, esta zona apresenta condições ambientais adversas para os peixes (Agostinho et al., 2016), portanto, selecionando as espécies que apresentam traços funcionais com características de nicho menos restritivo. No entanto, a tendência da diversidade funcional observada na zona lacustre (com inclinação à queda, porém não significativa), também pode ser atribuída a escala temporal relativamente pequena após a construção da represa. De acordo com Tilman et al. (1997) e Petchey & Gaston (2006) o aumento na diversidade funcional deve estar relacionado ao aumento na intensidade dos processos e do funcionamento das comunidades devido a maior complementaridade no uso dos recursos pelas espécies.

As espécies de assembleias estruturadas por filtros ambientais tendem a ser mais similares entre si devido às restrições do ambiente que favorece aquelas que compartilham traços funcionais compatíveis com as condições ambientais locais (Cornwell et al., 2006). Assim, a variação na diversidade funcional foi menos acentuada entre as zonas do reservatório na fase pós, refletindo as diferenças nas condições ambientais que, por sua vez, representaram filtros ambientais importantes para a estruturação das assembleias. Embora sem diferenças significativas entre os períodos pré e pós-represamento na zona lacustre, essa foi a única a apresentar tendências de queda, reduzindo substancialmente sua diferença das demais se considerada a fase rio.

Os resultados encontrados neste estudo evidenciaram a segregação dos traços funcionais apresentado pelas espécies ao longo do reservatório avaliado. Ao explicar que as modificações ambientais causadas pelo represamento do rio resultaram na restrição/e ou seleção de espécies que compartilharam traços funcionais específicos, podemos concluir que com o passar dos anos a intensificação dos processos no

reservatório poderá resultar na limitação do *pool* funcional de espécies, além de diminuir a estabilidade do ecossistema devido à perda de espécies funcionalmente redundantes.

REFERÊNCIAS

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart, 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum* 23(2): 425-434.
- Ackerly, D. D., 2003. Community assembly, niche conservatism and adaptive evolution in changing environments. *International Journal of Plant Sciences* 164: S165-S184.
- Agostinho, A. A., E. F. Zaniboni & F. C. T. Lima, 2008b. *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850). In Machado, A. B. M., G. M. Drumond & A. P. Paglia (eds), Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Fundação Biodiversitas: Brasília - DF. MMA: 54-56.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008a. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki, & H. F. Júlio Jr., 2003. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (eds), *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria: 19-99.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. L. Santos, J. C. G. Ortega & F. M. Pelicice, (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. doi:10.1016/j.fishres.2015.04.006.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki, 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In Tundisi, J.G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*: 227 - 265.
- Agostinho, C. S., R. J. Oliveira & F. M. Pelicice, 2009. Monitoramento da ictiofauna na área de influência da UHE São Salvador. Relatório final. Porto Nacional, TO.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley & K. R. Clarke, 2008. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espindola, G. Borics & O. Rocha, 1999. The cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi J. G, M. Straskaba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers: 425-437.
- Botta-Dukat, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540.

- Cienciaruso M. V., I. A. Silva, M. A. Batalha, 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 1-11
- Cornwell, W. K., D. W. Schwilk & D. D. Ackerly, 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87: 1465–1471.
- Dias, R. M., D. Bailly, R. Antônio, H. I. Suzuki & A. A. Agostinho, 2005. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River basin, Goiás State, Brazil) by the “lambari” *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology Curitiba* 48(3): 467-476.
- Díaz, S. & M. Cabido, 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11): 646–655.
- Fernando, C. H. & J. Holčík, 1991. Fish in reservoirs. *Hydrobiologia* 76(2): 149 – 167.
- Froese, R. & D. Pauly, 2013. FishBase. <http://www.fishbase.org>
- Gomes, L. C. & L. E. Miranda, 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regulated Rivers* 17: 67-76.
- Hahn, N. S. & R. Fugi, 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis* 11(4): 469-480.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini, 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia* 23(5): 299-305.
- Hutchinson, G. E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93: 245-249.
- Jackson, D. A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.
- Keck, B. P., Z. H. Marion, D. J. Martin, J. C. Kaufman, C. P. Harden, J. S. Schwartz & J. Richard, 2014. Fish Functional Traits Correlated with Environmental Variables in a Temperate Biodiversity Hotspot. *Plos one* 9(3): e93237.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind, & L. J. Paulson, 1990. Reservoir primary production. In Thornton, K.W., B. L. Kimmel, & F. E. Payne (eds), *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, New York: 133–193.
- Laliberté, E., P. Legendre & B. Shipley, 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Lavergne, S., N. Moquet, W. Thuiller & O. Ronce, 2010. Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 321-350.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Leibold, M. A., 1998. Similarity and local coexistence of species from regional biotas. *Evolutionary Ecology* 12: 95–110.
- Limnobios (2012) Monitoramento e conservação da ictiofauna da UHE São Salvador durante a fase de operação do reservatório – Relatório final, 278p.

- Manly, B. F. J., 2007. *Randomization, Bootstrap, and Monte Carlo Methods in Biology* (3rd ed.), London: Chapman & Hall.
- Mason, N. W. H. & F. De Bello, 2013. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science* 24: 777–780.
- McGill, B. J., B. J. Enquist, E. Weiher & M. Westoby, 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 178–185.
- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida, 2001. Short-term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60: 375-392.
- Mouillot, D., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Mason & D. R. Bellwood, 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28(3): 167-177.
- Neamb-UFT, 2009. Monitoramento da ictiofauna na área de influência da UHE São Salvador – Relatório final fase rio, 150p
- Pavoine, S., J. Vallet, A. B. Dufour, S. Gachet & H. Daniel, 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118: 391-402.
- Pavoine, S., S. Ollier & D. Pointer, 2005. Measuring diversity from dissimilarities with Rao's quadratic entropy: Are any dissimilarities suitable? *Theoretical Population Biology* 67: 231–239.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston, 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.
- Pillar, V. D., C. C. Blanco, S. C. Müller, E. E. Sosinski, F. Joner & L. D. S. Duarte, 2013. Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science* 24: 963-974.
- Poff, N.L. & J. D. Allan, 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606-627.
- R CORE TEAM, 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Tedesco, P. A., B. Hugueny, T. Oberdorff, H. H. Durr, S. Merigoux & B. D. Mérona, 2008. River hydrological seasonality influences life history strategies of tropical riverine fishes. *Oecologia* 156: 691–702.
- Thorton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne, 1990. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: J. Wiley & Sons: 133-194.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. In Levin, S. A. (ed), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego: 109–120.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie & E. Siemann, 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277: 1300-1302.
- Tundisi, J. G. & T. Matsumura-Tundisi, 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience of South America and Brazilian cases studies. *Hydrobiologia* 500(1-3): 231-242.

- Violle, C. M. L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel & E. Garnier, 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882-892.
- Walker, B. H., 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology* 6: 18 – 23.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Fontaine, T. D. & S. M. Bartell (eds), *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science, Michigan: 29-42.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*: 105-119.
- Weithoff, G., 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton: a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology* 48: 1669–1675.
- Wetzel, R. G., 1990. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In Thorton K. W., B. L. Kimmel, F. E. Payne (eds), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*, A Wiley-Interscience, New York.

4 CONCLUSÃO FINAL

A avaliação das guildas tróficas quanto à riqueza, abundância e biomassa da assembleia de peixes, considerando as fases de pré e pós-represamento em quatro reservatórios da região Neotropical, evidenciou que reservatórios permitem o favorecimento de determinadas características, ou traços funcionais das espécies. A guilda trófica piscívora apresentou incremento na riqueza de espécies. Outro padrão evidenciado foi o decréscimo nas abundâncias e biomassa das guildas herbívora e insetívora e aumento na guilda planctívora. As demais guildas (onívora, detritívora e invertívora) apresentaram tendências distintas entre os reservatórios analisados.

As alterações nos fatores abióticos do reservatório, decorrentes do represamento, atuaram como filtro ambiental, selecionando traços funcionais de espécies de peixes com nicho característico de espécies menos restritivas. A diversidade funcional, ao longo do gradiente de zonação do reservatório, evidenciou a segregação dos traços funcionais das espécies, porém menos acentuada na fase pós. O aumento da diversidade funcional na fase pós (nas zonas fluvial e transição) pode indicar a queda na redundância funcional da assembleia de peixes, diminuindo a complexidade do ecossistema.

APÊNDICE

A1. Lista das espécies, em sua respectiva guilda trófica, capturadas na zona lacustre dos reservatórios avaliados. Considerando a fase pré e pós-represamento. x = ocorrência da espécie.

Reservatório de Caxias Espécies	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Ageneiosus vittatus</i> Steindachner, 1908					x									x
<i>Ancistrus mullerae</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009					x	x								
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000		x						x						
<i>Astyanax bifasciatus</i> Garavello & Sampaio, 2010								x	x					
<i>Astyanax dissimilis</i> Garavello & Sampaio, 2010	x							x						x
<i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)											x			
<i>Astyanax minor</i> Garavello & Sampaio, 2010						x		x						
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004					x	x								
<i>Bryconamericus pyahu</i> Azpelicueta, Casciotta & Almirón, 2003										x				
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758								x	x					
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911											x	x		
<i>Corydoras</i> aff. <i>paleatus</i> (Jenyns, 1842)											x	x		
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>santacatarina</i> (Fernández-Yépez, 1948)					x	x								
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	x													
<i>Crenicichla</i> sp. 1			x											
<i>Crenicichla</i> sp. 2			x	x										
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)								x						
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	x													
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911				x						x				
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)							x	x						
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836							x							
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)							x	x						
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)							x							x
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)			x	x										
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)										x				x
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983			x	x										
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)														x
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911				x								x		
<i>Rhamdia branteri</i> Haseman, 1911			x	x										
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911			x	x										
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)								x	x					
<i>Tatia jaracatia</i> Pavanelli & Bifi, 2009	x													

Continua...

Reservatório de Corumbá	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000								x						
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)										x	x			
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)								x	x					
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)		x												
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)						x		x						
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944					x	x								
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)							x							
<i>Apareiodon</i> spp.					x	x								
<i>Apteronotus brasiliensis</i> (Reinhardt, 1852)		x												
<i>Brycon nattereri</i> Günther, 1864	x	x												
<i>Brycon orbignyianus</i> (Valenciennes 1850)									x					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)							x							
<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974											x	x		
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)						x								
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831				x										
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983			x											
<i>Eigenmannia</i> sp.											x	x		
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758		x												
<i>Glanidium cesarpintoi</i> Ihering, 1928												x		
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)			x	x										
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)													x	
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)			x	x										
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)														x
<i>Hypostomus margaritifera</i> (Regan, 1908)						x	x							
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)						x	x							
<i>Hypostomus</i> sp. 1						x								
<i>Hypostomus</i> sp. 2							x							
<i>Hypostomus</i> sp. 3						x	x							
<i>Hypostomus</i> spp.						x	x							
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)										x		x		
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)														x
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987											x	x		
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)								x	x					
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	x	x												
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	x	x												
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915									x					
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858		x												

continua...

<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)										x	x			
<i>Moenkhausia affintermedia</i> Eigenmann, 1908	x	x												
<i>Megalonema platanus</i> (Günther, 1880)					x									
<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)									x					
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)													x	
<i>Oligosarcus planaltinae</i> Menezes & Géry, 1983				x	x									
<i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta, 1995													x	
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867												x	x	
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)						x								
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)								x	x					
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpède, 1803				x	x									
<i>Pimelodus paranensis</i> Britski & Langeani, 1988													x	
<i>Pimelodus</i> sp.												x		
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1835)													x	
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859													x	
<i>Pimelodella</i> sp.	x	x												
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)													x	
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				x	x									
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)				x	x									
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850				x										
<i>Steindachnerina corumbae</i> Pavanelli & Britski, 1999													x	
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández Yépez, 1948)													x	
<i>Steindachnerina</i> spp.													x	
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858										x	x			
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)													x	
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)													x	
Reservatório de Jordão	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora	
Espécies	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Ageneiosus vittatus</i> Steindachner, 1908									x	x				
<i>Ancistrus mullerae</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009							x	x						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000										x				
<i>Astyanax bifasciatus</i> Garavello & Sampaio, 2010										x			x	
<i>Astyanax minor</i> Garavello & Sampaio, 2010										x				
<i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)	x	x												
<i>Astyanax</i> sp.	x	x												
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758									x	x				
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911													x	x

continua...

<i>Corydoras aff. paleatus</i> (Jenyns, 1842)																	x	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)					x	x												
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911				x														
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836																	x	
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)					x	x												
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)																	x	
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)			x	x														
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983						x												
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911														x				x
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911					x													x
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911					x	x												
<i>Trichomycterus</i> sp.																		x
<i>Trichomycterus</i> sp.f																		x
Reservatório de São Salvador	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora					
Espécies	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós		
<i>Ageneiosus brevis</i> Steindachner, 1881				x														
<i>Agoniatas halecinus</i> Müller & Troschel, 1845					x													
<i>Argonectes robertsi</i> Langeani, 1999												x					x	
<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco & Lucinda, 2005												x						
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)											x	x						
<i>Baryancistrus longipinnis</i> (Kindle, 1895)																		x
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz, 1829)					x	x												
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844																		x
<i>Brycon gouldingi</i> Lima, 2004																		x
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845														x				
<i>Bryconops</i> sp. a														x			x	
<i>Bryconops</i> sp. d														x				
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)																		x
<i>Chalceus epakros</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004														x				x
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006					x	x												
<i>Crenicichla adspersa</i> Heckel, 1840																		x
<i>Crenicichla cametana</i> Steindachner, 1911																		x
<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840																		x
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)																		x
<i>Crenicichla strigata</i> Günther, 1862					x	x												
<i>Curimata acutirostris</i> Vari & Reis, 1995																		x

continua...

<i>Curimata cyprinoides</i> (Linnaeus, 1766)				x	x				
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989				x	x				
<i>Cynodon gibbus</i> (Agassiz, 1829)		x	x						
<i>Cyphocharax festivus</i> Vari, 1992				x	x				
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)							x		
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966		x							x
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)		x	x						
<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840								x	
<i>Geophagus neambi</i> Lucinda, Lucena & Assis, 2010									x
<i>Hassar wilderi</i> Kindle, 1895									x
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858				x					x
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)				x					x
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)		x	x						
<i>Hoplias curupira</i> Oyakawa & Mattox, 2009									x
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro, 1908		x							
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)		x	x						
<i>Hydrolycus armatus</i> (Jardine, 1841)		x	x						
<i>Hypoptopoma</i> sp.				x					
<i>Hypostomus</i> sp. 1									x
<i>Hypostomus</i> sp. 5				x	x				
<i>Hypostomus</i> sp. 7				x	x				
<i>Hypostomus</i> sp. 9				x					
<i>Hypostomus</i> sp. 11				x					
<i>Hypostomus ericae</i> Hollanda Carvalho & Weber, 2005				x	x				
<i>Hypomasticus pachycheilus</i> (Britski, 1976)								x	
<i>Laemolyta fernandezii</i> Myers, 1950						x	x		
<i>Leporacanthicus galaxias</i> Isbrücker & Nijssen, 1989						x			
<i>Leporinus</i> sp. 1a							x		
<i>Leporinus</i> sp. 1b							x		
<i>Leporinus</i> sp. 2	x								
<i>Leporinus</i> sp. 3	x							x	
<i>Leporinus</i> sp. 6								x	
<i>Leporinus affinis</i> Günther, 1864	x	x							
<i>Leporinus desmotes</i> Fowler, 1914								x	
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)		x							x
<i>Leporinus geminis</i> Garavello & Santos, 2009			x						
<i>Leporinus tigrinus</i> Borodin, 1929									x
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876			x						
<i>Leporinus unitaeniatus</i> Garavello & Santos, 2009									x
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)		x	x						

continua...

Reservatório de Caxias	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Ageniosus vittatus</i> Steindachner, 1908					x									x
<i>Ancistrus mullerae</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009					x	x								
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000		x						x						
<i>Astyanax bifasciatus</i> Garavello & Sampaio, 2010								x	x					
<i>Astyanax dissimilis</i> Garavello & Sampaio, 2010	x							x						x
<i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)										x				
<i>Astyanax minor</i> Garavello & Sampaio, 2010						x		x						
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004					x	x								
<i>Bryconamericus pyahu</i> Azpelicueta, Casciotta & Almirón, 2003										x				
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758								x	x					
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911											x	x		
<i>Corydoras</i> aff. <i>paleatus</i> (Jenyns, 1842)											x	x		
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>santacatarina</i> (Fernández-Yépez, 1948)					x	x								
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	x													
<i>Crenicichla</i> sp. 1			x											
<i>Crenicichla</i> sp. 2			x	x										
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)								x						
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	x													
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911				x						x				
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)					x	x								
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836						x								
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)					x	x								
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)					x									x
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)			x	x										
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)										x				x
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983			x	x										
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)														x
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911				x							x			
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911			x	x										
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911			x	x										
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)								x	x					
<i>Tatia jaracatia</i> Pavanelli & Bifi, 2009	x													

Continua...

Reservatório de Corumbá	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora	
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000								x						
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)										x	x			
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)								x	x					
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)		x												
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)						x		x						
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944					x	x								
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)							x							
<i>Apareiodon</i> spp.					x	x								
<i>Apteronotus brasiliensis</i> (Reinhardt, 1852)		x												
<i>Brycon nattereri</i> Günther, 1864	x	x												
<i>Brycon orbignyianus</i> (Valenciennes 1850)									x					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)						x								
<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974											x	x		
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)					x									
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831				x										
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983			x											
<i>Eigenmannia</i> sp.											x	x		
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758		x												
<i>Glanidium cesarpintoi</i> Ihering, 1928												x		
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)			x	x										
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)													x	
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)			x	x										
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)														x
<i>Hypostomus margaritifera</i> (Regan, 1908)						x	x							
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)						x	x							
<i>Hypostomus</i> sp. 1						x								
<i>Hypostomus</i> sp. 2							x							
<i>Hypostomus</i> sp. 3						x	x							
<i>Hypostomus</i> spp.						x	x							
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)										x		x		
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)														x
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987											x	x		
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)								x	x					
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	x	x												
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	x	x												
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915									x					
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858		x												

continua...

<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)								x	x					
<i>Moenkhausia affintermedia</i> Eigenmann, 1908	x	x												
<i>Megalonema platanus</i> (Günther, 1880)				x										
<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)								x						
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)											x			
<i>Oligosarcus planaltinae</i> Menezes & Géry, 1983			x	x										
<i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta, 1995											x			
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867										x	x			
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)				x										
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)						x	x							
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cépède, 1803			x	x										
<i>Pimelodus paranensis</i> Britski & Langeani, 1988											x			
<i>Pimelodus</i> sp.		x												
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1835)											x			
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859						x								
<i>Pimelodella</i> sp.	x	x												
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)		x												
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)			x	x										
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)			x	x										
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850			x											
<i>Steindachnerina corumbae</i> Pavanelli & Britski, 1999						x	x							
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández Yépez, 1948)						x	x							
<i>Steindachnerina</i> spp.						x	x							
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858								x	x					
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)											x			
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)									x					
Reservatório de Jordão	Onívora		Piscívora		Detritívora		Herbívora		Insetívora		Invertívora		Planctívora	
Espécies	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Ageneiosus vittatus</i> Steindachner, 1908							x	x						
<i>Ancistrus mullerae</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009					x	x								
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000		x						x						
<i>Astyanax bifasciatus</i> Garavello & Sampaio, 2010								x				x		
<i>Astyanax minor</i> Garavello & Sampaio, 2010								x						
<i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)	x	x												
<i>Astyanax</i> sp.	x	x												
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758								x	x					
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911											x	x		

continua...

<i>Corydoras</i> aff. <i>paleatus</i> (Jenyns, 1842)															x	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)					x	x										
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911				x												
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836															x	
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)					x	x										
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)															x	
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)			x	x												
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983						x										
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911											x				x	
<i>Rhamdia brammeri</i> Haseman, 1911					x										x	
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911					x	x										
<i>Trichomycterus</i> sp. <i>Trichomycterus</i> sp.f															x	
Reservatório de São Salvador															x	
															x	
Espécies	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós
<i>Ageneiosus brevis</i> Steindachner, 1881						x										
<i>Agoniates halecinus</i> Müller & Troschel, 1845					x											
<i>Argonectes robertsi</i> Langeani, 1999											x				x	
<i>Astyanax elachylepis</i> Bertaco & Lucinda, 2005												x				
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)											x	x				
<i>Baryancistrus longipinnis</i> (Kindle, 1895)								x								
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz, 1829)					x	x										
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844															x	
<i>Brycon gouldingi</i> Lima, 2004															x	
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845															x	
<i>Bryconops</i> sp. a															x	
<i>Bryconops</i> sp. d															x	
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)								x								x
<i>Chalceus epakros</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004															x	
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006					x	x										
<i>Crenicichla adspersa</i> Heckel, 1840																x
<i>Crenicichla cametana</i> Steindachner, 1911																x
<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840																x
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)																x
<i>Crenicichla strigata</i> Günther, 1862					x	x										
<i>Curimata acutirostris</i> Vari & Reis, 1995								x							x	

continua...

<i>Curimata cyprinoides</i> (Linnaeus, 1766)				x	x				
<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989				x	x				
<i>Cynodon gibbus</i> (Agassiz, 1829)		x	x						
<i>Cyphocharax festivus</i> Vari, 1992				x	x				
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)							x		
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966		x							x
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)		x	x						
<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840								x	
<i>Geophagus neambi</i> Lucinda, Lucena & Assis, 2010									x
<i>Hassar wilderi</i> Kindle, 1895									x
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858				x					x
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)				x					x
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)		x	x						
<i>Hoplias curupira</i> Oyakawa & Mattox, 2009									x
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro, 1908		x							
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)		x	x						
<i>Hydrolycus armatus</i> (Jardine, 1841)		x	x						
<i>Hypoptopoma</i> sp.				x					
<i>Hypostomus</i> sp. 1									x
<i>Hypostomus</i> sp. 5				x	x				
<i>Hypostomus</i> sp. 7				x	x				
<i>Hypostomus</i> sp. 9				x					
<i>Hypostomus</i> sp. 11				x					
<i>Hypostomus ericae</i> Hollanda Carvalho & Weber, 2005				x	x				
<i>Hypomasticus pachycheilus</i> (Britski, 1976)								x	
<i>Laemolyta fernandesi</i> Myers, 1950						x	x		
<i>Leporacanthicus galaxias</i> Isbrücker & Nijssen, 1989						x			
<i>Leporinus</i> sp. 1a							x		
<i>Leporinus</i> sp. 1b							x		
<i>Leporinus</i> sp. 2	x								
<i>Leporinus</i> sp. 3	x							x	
<i>Leporinus</i> sp. 6								x	
<i>Leporinus affinis</i> Günther, 1864	x	x							
<i>Leporinus desmotes</i> Fowler, 1914								x	
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)		x							x
<i>Leporinus geminis</i> Garavello & Santos, 2009			x						
<i>Leporinus tigrinus</i> Borodin, 1929									x
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876			x						
<i>Leporinus unitaeniatus</i> Garavello & Santos, 2009									x
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)		x	x						

continua...

A2. Traços funcionais das espécies no reservatório de São Salvador – TO. CPmax = comprimento padrão máximo (cm), INV = invertívora, PIS = piscívora, HER = herbívora, ONI = onívora, PLA = planctívora, DET = detritívora, LEP = lepidófaga, INS = insetívora, MIG = migradores de longa distância, FI = com fecundação interna, CCP = com cuidado parental, DEM = demersal, PEL = pelágica, BEP = bentopelágica.

Fluvial	CPmax	INV	PIS	HER	ONI	PLA	DET	LEP	INS	MIG	FI	CCP	DEM	PEL	BEP
<i>Agoniates halecinus</i>	26.6		1												1
<i>Anchoviella carrikeri</i>	7.2					1								1	
<i>Argonectes robertsi</i>	31.5								1	1					1
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	39.6								1		1			1	
<i>Boulengerella cuvieri</i>	73		1											1	
<i>Brycon pesu</i>	12.5				1					1					1
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	15.4	1											1		
<i>Chalceus epakros</i>	13.5								1						1
<i>Cichla piquiti</i>	36		1									1			1
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	5				1									1	
<i>Curimata acutirostris</i>	14.8						1			1					1
<i>Curimata inornata</i>	15.2						1			1					1
<i>Cynodon gibbus</i>	27.7		1											1	
<i>Cyphocharax festivus</i>	7.5						1								1
<i>Geophagus altifrons</i>	18.8	1										1			1
<i>Geophagus neambi</i>	19.5	1										1	1		
<i>Hassar wilderi</i>	17.2	1											1		
<i>Hemiodus microlepis</i>	20						1								1
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	21.5						1								1
<i>Hydrolycus armatus</i>	77.5		1							1				1	
<i>Hypostomus sp.7</i>	31						1					1	1		

<i>Hypostomus</i> sp.9	32							1					1	1		
<i>Hypostomus ericae</i>	16.2							1					1	1		
<i>Leporinus</i> sp.1A	12			1												1
<i>Leporinus</i> sp.1B	16			1												1
<i>Leporinus</i> sp.2	17.2					1										1
<i>Leporinus friderici</i>	27.7					1										1
<i>Licengraulis batesii</i>	25.6		1												1	
<i>Moenkhausia dichroura</i>	7.7								1							1
<i>Myleus setiger</i>	16.5			1												1
<i>Myleus torquatus</i>	27.2			1						1						1
<i>Pimelodus blochii</i>	20.5									1	1					1
<i>Pimelodus tetramerus</i>	11									1	1					1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	38.5		1													1
<i>Pristigaster cayana</i>	14.5	1													1	
<i>Prochilodus nigricans</i>	28.8						1			1						1
<i>Pygocentrus nattereri</i>	25.5		1										1		1	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	44.5		1							1					1	
<i>Roeboides affinis</i>	8							1								1
<i>Schizodon vittatus</i>	32.4			1												1
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	14.5		1										1			1
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	27.3		1										1			1
<i>Sorubim lima</i>	30		1							1				1		
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	8.9									1				1		
<i>Triporthesus trifurcatus</i>	17									1						1
Transição	CPmax	INV	PIS	HER	ONI	PLA	DET	LEP	INS	MIG	FI	CCP	DEM	PEL	BEP	
<i>Ageneiosus brevis</i>	39.5		1									1			1	

<i>Argonectes robertsi</i>	27.5				1	1		1		1
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	20.2				1		1			1
<i>Boulengerella cuvieri</i>	48.2	1								1
<i>Bryconops</i> sp.A	11				1					1
<i>Brycons peso</i>	13.4				1					1
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	16.1			1					1	
<i>Cichla piquiti</i>	44	1						1		1
<i>Crenicichla lugubris</i>	29	1						1		1
<i>Curimata acutirostris</i>	15			1			1			1
<i>Curimata inornata</i>	16			1			1			1
<i>Cynodon gibbus</i>	23.2	1								1
<i>Cyphocharax festivus</i>	8			1						1
<i>Geophagus altifrons</i>	20.2	1						1		1
<i>Geophagus neambi</i>	20	1						1	1	
<i>Hassar wilderi</i>	19.5	1							1	
<i>Hemiodus microlepis</i>	23.5			1						1
<i>Hemiodus ternetzi</i>	11.2		1							1
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	50.2			1						1
<i>Hydrolycus armatus</i>	54.2	1							1	
<i>Hypostomus</i> sp.7	35			1				1	1	
<i>Hypostomus</i> sp.9	38			1				1	1	
<i>Leporinus</i> sp.1A	14		1							1
<i>Leporinus</i> sp.1B	11		1							1
<i>Leporinus</i> sp.3	17.1		1							1
<i>Leporinus affinis</i>	25			1						1
<i>Leporinus desmotes</i>	12.5							1		1

<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	16.1			1			1	
<i>Chalceus epakros</i>	13.5				1			1
<i>Cichla piquiti</i>	44	1					1	1
<i>Crenicichla strigata</i>	21.6	1					1	1
<i>Curimata acutirostris</i>	15			1	1			1
<i>Curimata cyprinoides</i>	15			1	1			1
<i>Curimata inornata</i>	16			1	1			1
<i>Cynodon gibbus</i>	23.2	1						1
<i>Cyphocharax festivus</i>	8			1				1
<i>Geophagus altifrons</i>	20.2	1					1	1
<i>Geophagus neambi</i>	20	1					1	1
<i>Hassar wilderi</i>	19.5	1					1	
<i>Hemiodus microlepis</i>	23.5			1				1
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	50.2			1				1
<i>Hydrolycus armatus</i>	54.2	1			1			1
<i>Hypostomus sp.7</i>	35			1			1	1
<i>Hypostomus sp.9</i>	38			1			1	1
<i>Laymolita fernandezi</i>	23.7		1					1
<i>Leporinus desmotes</i>	12.5				1			1
<i>Licengraulis batesii</i>	26.6	1						1
<i>Moenkhausia dichroura</i>	7.5				1			1
<i>Myleus sp.A</i>	15.5			1				1
<i>Myleus setiger</i>	23.2		1					1
<i>Myleus torquatus</i>	29.2		1			1		1
<i>Pachyurus junki</i>	30				1			1
<i>Pellona flavipinnis</i>	55	1				1		1

<i>Pimelodus blochii</i>	19			1	1			1
<i>Pimelodus tetramerus</i>	17.8	1			1			1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	46	1						1
<i>Prochilodus nigricans</i>	42			1	1			1
<i>Pseudotylorus microps</i>	53	1						1
<i>Pygocentrus nattereri</i>	22.2	1				1		1
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	52	1			1			1
<i>Satanoperca jurupari</i>	18.1	1				1		1
<i>Schizodon vittatus</i>	36		1					1
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	33	1				1		1
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	10.1			1			1	
<i>Triportheus trifurcatus</i>	20				1			1
