



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS
Pró Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Câmpus Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológicas
Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu
em Recursos Naturais do Cerrado

HASLEY RODRIGO PEREIRA

IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE A ICTIOFAUNA:
SIMULAÇÃO DA PERDA DE DIVERSIDADE FUNCIONAL E
FILOGENÉTICA

Anápolis

2016

HASLEY RODRIGO PEREIRA

**IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE A ICTIOFAUNA:
SIMULAÇÃO DA PERDA DE DIVERSIDADE FUNCIONAL E
FILOGENÉTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado, da Universidade Estadual de Goiás para a obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais do Cerrado.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto
Teresa

Anápolis

2016

Pereira, Hasley Rodrigo.

IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE A ICTIOFAUNA:
SIMULAÇÃO DA PERDA DE DIVERSIDADE FUNCIONAL E
FILOGENÉTICA/ Hasley Rodrigo Pereira. – 2016. 45 f.: figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

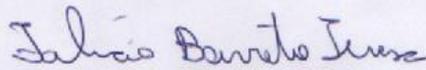
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Goiás, Câmpus
de Ciências Exatas e Tecnológicas, 2014.

Bibliografia.

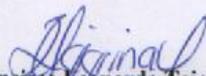
HASLEY RODRIGO PEREIRA

IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE A
ICTIOFAUNA: SIMULAÇÃO DA PERDA DE
DIVERSIDADE FUNCIONAL E FILOGENÉTICA

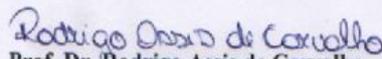
Dissertação defendida no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos
Naturais do Cerrado da Universidade Estadual de Goiás,
para a obtenção do grau de Mestre, aprovada em 17 de fevereiro de 2016, pela
Banca Examinadora constituída pelos seguintes professores:



Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa
Presidente da Banca
Universidade Estadual de Goiás



Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro
Membro externo
Pontifícia Universidade Católica de Goiás



Prof. Dr. Rodrigo Assis de Carvalho
Membro interno
Universidade Estadual de Goiás

“Dedico este trabalho a Deus e aos meus familiares,
estes foram fundamentais para que eu chegasse até aqui.”

Agradecimentos

Foram dois anos de muito aprendizado, e durante esta jornada várias pessoas e instituições estiveram envolvidas para que se fechasse este ciclo, desta forma não posso deixar de agradecer:

Primeiramente a Deus que me sustenta e me direciona nos momentos mais difíceis, sem suas bênçãos nada disso seria possível!

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida por 21 meses e ao Comitê de bolsas da Universidade Estadual de Goiás (UEG) pelos outros 3 meses financiados. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por financiar o projeto intitulado: “Padrões longitudinais da estrutura taxonômica e funcional da assembléia de peixes em um rio do Cerrado, bacia do Araguaia-MT” proposto pela professora Dr. Jane Dilvana Lima, do qual foram obtidos os dados utilizados no trabalho. Agradeço também ao convênio CAPES- FAPEG (Fundo de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás, o qual forneceu diárias de auxílio pesquisa (AUXPE 2036/2013) ao professor Dr. Fabrício Barreto Teresa, estas ajudaram muito durante as coletas de campo.

Ao Professor Fabrício Barreto Teresa, que além de orientador, tem sido um grande professor de redação científica e esteve atencioso em todos os momentos do trabalho. O agradeço por me incentivar a seguir carreira acadêmica e agradeço ainda mais pela paciência diante as minhas falhas como aluno. O admiro pelo profissional competente que é e pela sua dedicação a sua família (valor indispensável ao meu ver), enfim, te agradeço por tudo professor!

A professora Jane Dilvana Lima, por ter me permitido a participar deste projeto tão interessante. A professora ou “fêssora” Jane, além de me co-orientar, foi a melhor companheira de campo que já tive, me ensinou muito durante as coletas. A Jane ainda se demonstrou muito amiga quando precisei desabafar e também na hora de compartilhar as alegrias. Ainda quero trabalhar e rir bastante ao seu lado fêssora!

Ao seu João e a dona Jeonice, estes foram fundamentais na logística de campo,

sem eles as coletas não se realizariam. Pessoas simples e sábias, que me ensinaram coisas que o meio acadêmico nunca será capaz. Adorei conhecê-los!

Ao Professor Dr. Cesar Henrique Melo e aos alunos do Laboratório de Ictiologia e Limnologia da UNEMAT (Universidade do Estado do Mato Grosso) de Nova Xavantina-MT por todo apoio logístico e cuidados com material coletado. Agradeço também a Universidade Estadual de Goiás campus de Iporá, que me disponibilizou um laboratório para que eu pudesse fazer a triagem dos peixes juntamente as alunas Loana e Barbara, as quais agradeço imensamente, pois me ajudaram muito.

Aos professores do PPGSS RENAC Dr. João Carlos Nabout, Dr. Vitor Hugo, Dr. Rodrigo Carvalho e Dr. Fernando Rogério de Carvalho (UFMS), os quais me deram orientações para o trabalho ser aperfeiçoado. Suas sugestões foram de grande ajuda com certeza! Agradeço ao professor Dr. Fernando Mayer Pelicice por compartilhar sua experiência sobre impactos de reservatório e ao colega Thiago Costa por compartilhar suas experiências sobre reprodução dos peixes.

Aos meus familiares, Mãe, Pai, irmãos, avós tio (a)s e primo(a)s, os quais eu amo muito e sempre me incentivam e apóiam minha vida acadêmica. Não tenho condições suficientes para demonstrar minha gratidão a minha esposa Juliana de Jesus e meu filho Douglas, esses são com certeza a minha motivação. Tudo que faço é mais por eles que por mim, são a razão da minha existência... Amo vocês infinitamente!

Por fim e não menos importantes, aos meus amigos que compartilham da minha alegria, mas também me acalmam e a quem recorro nos momentos difíceis. Difícil será não esquecer alguém, graças a Deus tenho muitos amigos. Alguns preciso citar e agradecer por terem me auxiliado em várias etapas do trabalho: Meus amigos e colegas de mestrado, Marcos Aurélio (companheiro dentro e fora da Universidade), Renato Mendes, Marco Antônio, Meirielle Euripa e Dianne Michelle. Agradeço aos meus amigos de Laboratório (Bioecol) Karine, Rogério, Pedro e Hugo. Além disso, agradeço também a “Nina”, secretária do RENAC, esta nos socorre em vários momentos e, por fim, agradeço ao meu Primo Edinelson que sempre me auxilia na edição de imagens.

Galera, muito obrigado por tudo!

SUMÁRIO

Impactos de Reservatórios Sobre a Ictiofauna: Simulação da Perda de Diversidade Funcional e Filogenética.....	08
Resumo.....	09
Abstract.....	10
Introdução.....	11
Materiais e Métodos.....	14
Resultados.....	19
Discussão.....	25
Conclusão.....	28
Referências.....	29
Material Suplementar.....	36

Lista de figuras, Siglas/ Abreviações, Tabelas e Material Suplementar

Figuras

Figura 1 - Mapa de localização do rio das Mortes com os locais amostrados.....	14
Figura 2 -Dendrograma funcional da ictofauna do alto e médio rio das mortes.....	20
Figura 3 -Topologia filogenética da ictiofauna do alto e médio rio das Mortes.....	21
Figura 4: Diferenças na riqueza taxonômica, diversidade funcional e filogenética entre as regiões avaliadas no Rio das Mortes.....	22
Figura 5: Perda de diversidade os diferentes trechos do rio em um cenário de barramento do rio das Mortes, Brasil Central.....	23
Figura 6: Comparação das perdas observadas com as esperadas ao acaso para diversidade funcional e filogenética do alto e médio rio das Mortes.....	23

Siglas/Abreviações

UNEMAT- Universidade do Estado do Mato Grosso

LILUNX- Laboratório de Ictiologia e Limnologia da UNEMAT de Nova Xavantina

FD- Índice de Diversidade Funcional

Dt- Índice de Diversidade Funcional e Filogenética total

Dp- Índice de Diversidade Funcional e Filogenética das Comunidades Perdidas

Dm- Índice de Diversidade Funcional e Filogenética das Comunidade Mantidas

Pd- Índice de Perda de Diversidade Funcional e Filogenética

UHE- Usina Hidrelétrica

Tabelas

Tabela 1 -Atributos funcionais representando aspectos do uso de hábitat, história de vida e ecologia trófica, utilizados para a caracterização das espécies do rio das Mortes, Brasil Central.....	16
Tabela 2: Diversidade Beta- funcional e filogenética entre os trechos alto e médio do rio das Mortes, antes e após a perda simulada de espécies.....	24

Material suplementar

Apêndice I -Índices morfológicos e suas aplicações ecológicas.....	36
Apêndice II - Espécies de peixes coletadas no Alto e Médio Rio das mortes, identificadas até a maior resolução taxonômica possível.....	38
Apêndice III - Matriz de traços funcionais das espécies do alto e médio rio das Mortes...	40

**IMPACTOS DE RESERVATÓRIOS SOBRE A ICTIOFAUNA:
SIMULAÇÃO DA PERDA DE DIVERSIDADE FUNCIONAL E
FILOGENÉTICA**

Hasley Rodrigo Pereira¹, Jane Dilvana Lima²& Fabrício Barreto Teresa¹

¹Universidade Estadual de Goiás (UEG), Câmpus de Ciências Exatas e Tecnológicas, Br 153, 3105, Fazenda Barreiro do Meio, CP 459, CEP 75132-903, Anápolis, GO, Brasil

²Universidade Estadual de Goiás (UEG), Câmpus de Iporá, Avenida R 2 Qd 1 - s/n sn, 76200-000, Iporá, GO, Brasil

*Correspondência: hasleybio08@gmail.com; fabricioteresa@yahoo.com.br

RESUMO

As barragens formadoras dos reservatórios estão entre as atividades antropogênicas mais impactantes para a biodiversidade aquática em ambientes fluviais. O processo de represamento é tão intenso, que resulta na criação de um novo ecossistema. No presente trabalho avaliamos as conseqüências desse tipo de alteração para a estrutura funcional e filogenética de comunidades de peixes, por meio da simulação da perda de espécies conhecidamente sensíveis ao barramento do rio. Foram utilizados os dados biológicos (relacionados à riqueza taxonômica, funcional e filogenética) obtidos nos segmentos alto e médio do rio das Mortes, Estado do Mato Grosso. Constatamos que, o médio rio apresenta uma maior riqueza taxonômica ($t = -3,47$; $p = 0,013$), acompanhada por maior diversidade de atributos funcionais ($t = -6,39$; $p = 0,002$) e linhagens em relação ao alto ($t = -8,03$; $p = 0,001$). Porém, quando o efeito da riqueza é controlado, o médio rio tende a ser mais redundante, porém, não são observadas diferenças entre os segmentos com relação à diversidade funcional ($t = 2,30$; $p = 0,06$) e filogenética ($t = 1,06$; $p = 0,33$). Constatou-se que as espécies perdidas, contribuem com mais de 40% da biodiversidade do rio. O barramento promove maiores perdas de riqueza ($t = -4,94$; $p = 0,004$) e linhagens ($p = 0,03$, $t = -2,36$) no médio Rio das Mortes em relação às porções mais altas, em contrapartida, as perdas funcionais são equivalentes entre os segmentos ($t = -1,20$; $p = 0,161$). Destacam-se as perdas filogenéticas, que foram menores do que o esperado ao acaso no médio rio ($t = -3,13$; $p < 0,05$), devido a perda de linhagens inteiras (Pimelodidae), enquanto as do alto foram maiores do que o esperado ao acaso ($t = 5,02$; $p < 0,04$). Essas alterações resultaram na redução de diversidade beta funcional e filogenética entre os segmentos. Desta forma, os impactos sobre a ictiofauna ocorrem nas diferentes partes do rio, mas de formas distintas. Enquanto o barramento resulta na perda de inúmeras linhagens nas porções altas, nos trechos médios a perda de clados específicos é proeminente. Essas alterações resultam na homogeneização da biota entre os segmentos do rio, com potenciais perdas de serviços ecossistêmicos e história evolutiva.

Palavras- Chave: Descontinuidade Fluvial, Biodiversidade, Diversidade beta

ABSTRACT

The dams forming reservoirs are among the most impressive human activities on aquatic biodiversity in river environments. The damming process is so intense, that results in the creation of a new ecosystem. In this study we evaluate the consequences of this type of change to the functional and phylogenetic structure of fish communities, by simulating the loss of species known to be sensitive to the river damming. Were used biological data (related to the taxonomic richness, functional and phylogenetic) obtained in the upper and middle segments of the Rio das Mortes, state of Mato Grosso. We found that the middle river has greater taxonomic richness ($t = -3.47$, $p = 0.013$), accompanied by bigger diversity of functional attributes ($t = -6.39$, $p = 0.002$) and lines in relation to the upper ($t = -8.03$; $p = 0.001$). However, when the effect of the wealth is controlled, the middle river tends to be redundant, however, no differences were observed between the segments with respect to the functional diversity ($t = 2.30$; $p = 0.06$) and phylogenetic ($t = 1.06$; $p = 0.33$). It was found that the species lost, contributing more than 40% of the river's biodiversity. The damming promotes greater wealth losses ($t = -4.94$, $p = 0.004$) and lines ($p = 0.03$, $t = -2.36$) in the middle Rio das Mortes in relation to the upper portions, however, functional losses are equivalent between segments ($t = -1.20$, $p = 0.161$). There are the phylogenetic losses, which were lower than expected by chance in middle River ($t = -3.13$, $p < 0.05$) due to loss of entire lines (Pimelodidae), while the upper river were upper than expected by chance ($t = 5.02$; $p < 0.04$). These changes resulted in the reduction of beta functional and phylogenetic diversity among the segments. Thus, the impacts on fish populations occur in different parts of the river, but in different ways. While the damming results in the loss of many lineages in upper portions in the middle stretches the loss of specific clades is prominent. These changes result in the homogenization of biota between segments of the river, with potential loss of ecosystem services and evolutionary history.

Key-words: Discontinuity River, Biodiversity, Diversity beta

INTRODUÇÃO

Rios são ecossistemas complexos cujos atributos podem ser descritos em diferentes dimensões (Thorp *et al.* 2006). Dentre elas, a dimensão longitudinal é bastante influente sobre a organização das comunidades bióticas, inclusive sobre a distribuição da ictiofauna (Vannote *et al.* 1980, Troia & Gido, 2014). A diferenciação das comunidades ao longo do curso dos rios ocorre de forma não aleatória (Fernandes *et al.* 2004; Morlon *et al.* 2008). Isto porque as características fenotípicas das espécies refletem principalmente, as distintas formações geomorfológicas e funcionais que o rio apresenta desde a nascente até a foz (Vannote *et al.* 1980; Allan & Castillo, 2007), representando filtros ambientais operantes em diferentes escalas espaciais e temporais. Além disso, a distribuição da ictiofauna é determinada por interações intra-específicas e interespecíficas (Troia & Gido, 2014).

Além das variações ambientais naturais, as interferências antropogênicas também exercem influência sobre a organização das comunidades (Meador & Goldstein, 2003; Hepp & Restello, 2007). Exemplo disso são as barragens dos reservatórios de água que causam impactos importantes em ambientes fluviais (Finer & Jenkins, 2012; Castello *et al.* 2013). O represamento promove uma descontinuidade fluvial, ocasionando variações laterais, verticais, longitudinais e temporais relevantes nas condições ambientais, além de alterações irreversíveis no regime hidrológico natural dos rios (Ward & Stanford 1983; Stanford & Ward, 2001). Estas alterações, por sua vez, afetam os organismos e, conseqüentemente, a biodiversidade (Czerniawski & Domagala, 2014; Pelicice *et al.* 2014; Fearnside, *in press*).

Os efeitos do barramento do rio variam de acordo com a região fluvial, bem como entre as diferentes regiões do reservatório (montante, corpo e jusante) (Agostinho *et al.* 1992; 2007). Na montante pode-se ampliar os ambientes lênticos que favorecem espécies lacustres, além disso, dependendo das características naturais do rio, o represamento pode eliminar barreiras geográficas naturais favorecendo a introdução de espécies que não ocorrem nessa região (Agostinho, 1992). Na região do corpo do reservatório, o principal impacto é decorrente da alteração de ambiente lótico para lêntico, o qual favorece espécies lacustres (Ward, 1989; Nilsson *et al.* 2005). À jusante os principais impactos estão relacionados à redução da regulação do fluxo e subtração do sedimento carregado nas áreas alagáveis, às altas taxas de mortalidade de peixes e aumento da predação próximo as turbinas e vertedouro, além da interceptação das rotas migratórias de algumas espécies nesta região (Zalumi, 1970;

Petts, 1984; Agostinho 1992).

Logo após a formação de um reservatório há aumento da riqueza de espécies, principalmente devido à maior ocorrência de espécies generalistas em resposta à disponibilidade de habitats como galhadas, bancos de areia e de macrófitas (Oliveira *et al.* 2001). Porém, há uma diminuição gradual na riqueza de espécies ao longo do tempo de estabilização, evidenciando os novos filtros ambientais aos quais as espécies fluviais são expostas (Agostinho *et al.* 2007; Orsi & Britton, 2014).

No geral, as espécies mais afetadas pelo represamento são as reofilicas, de maior porte, que migram e tem alta longevidade (k-estrategistas), as populações dessas espécies podem, em certas circunstâncias, entrar em colapso ou até mesmo desaparecer (Agostinho *et al.* 2008). Em contrapartida, ocorre aumento de espécies de pequeno porte e sedentárias (que não migram), as quais têm um alto potencial reprodutivo e curta longevidade (r-estrategistas) (Agostinho *et al.* 1999). Além disso, geralmente estas são espécies mais plásticas, possuindo maior aceitabilidade aos recursos alimentares disponíveis (Hoeinghaus *et al.* 2009).

No entanto, as espécies sedentárias também podem ser afetadas por alterações hidrológicas e tendem a se redistribuírem ao longo do reservatório (Araújo *et al.* 2013). Essas informações indicam que a distribuição espacial das espécies submetidas aos impactos dos reservatórios pode ser explicada pelos seus atributos, sugerindo que a estrutura funcional das comunidades pode fornecer informações úteis para a compreensão das consequências biológicas dos barramentos.

A literatura voltada para o entendimento da distribuição das espécies e os impactos dos reservatórios sobre as comunidades é vasta e baseia-se principalmente em aspectos taxonômicos (Amaral & Hepp, 2014; Daga *et al.* 2014). Porém, sabe-se que este tipo de abordagem é pouco reveladora quanto à estrutura e ao funcionamento das comunidades, uma vez que não incorporam os atributos funcionais e inhagens filogenéticas entre as espécies que co-ocorrem nas comunidades (Cianciaruso *et al.* 2009; Díaz & Cabido, 2001; Petchey *et al.* 2007).

A descrição das comunidades de peixes a partir dos atributos funcionais destaca o papel funcional desses organismos, os quais são parte da dinâmica geral do ecossistema e desempenham funções essenciais em diversos processos, como, por exemplo, na cadeia alimentar, ciclagem de nutrientes, transferência de energia e estrutura genética (Holmlund & Hammer, 1999). A diversidade filogenética por sua vez, trata de uma mensuração de

diversidade que incorpora as relações filogenéticas das espécies dentro de uma comunidade (Webb, 2000; Cianciaruso *et al.* 2009). Este componente da biodiversidade revela como a variabilidade evolutiva se acumula nas comunidades, e os padrões de agrupamento podem ser importantes para revelar combinações distintas de processos de especiação e extinção em escalas comunidade e macroecológicas, além de determinar, por meio da ancestralidade, a sua capacidade de expansão e a colonização sob alterações ambientais. (Schluter, 2000; Webb *et al.* 2002; Vamosi *et al.* 2009).

Com a incorporação da abordagem baseada nos atributos funcionais e das diferenças evolutivas entre as espécies no estudo dos impactos ambientais, é possível avançar na compreensão das consequências das alterações antrópicas. Por exemplo, existem evidências obtidas com outros grupos taxonômicos e em outros contextos de degradação ambiental que indicam que a perda de espécies funcionalmente únicas ou linhagens originais resulta na perda de diversidade funcional e filogenética, com potencial comprometimento do funcionamento dos ecossistemas e perda de história evolutiva (Batalha *et al.*, 2010; Rosatti *et al.*, 2015).

Partindo do pressuposto de que o barramento do rio resulta na perda não aleatória de espécies e, a fim de avaliar a extensão dos seus impactos, simulamos as consequências desse tipo de alteração para a estrutura funcional e filogenética de comunidades de peixes em um ecossistema fluvial. Esperamos (1) perda significativa de diversidade funcional e filogenética nas comunidades em cenários de barramento, (2) mas que essa perda seja ainda maior nos trechos a jusante do que em trechos a montante, devido à maior riqueza de espécies e potencialmente maior número de espécies afetadas nos primeiros. (3) A perda de atributos e linhagens diminuiriam as diferenças entre a estrutura funcional e filogenética dos diferentes segmentos do rio, resultando em homogeneização funcional e filogenética ao longo do gradiente longitudinal. Essas hipóteses foram testadas a partir de dados obtidos em trechos na porção média e na porção alta do rio das Mortes, um rio não represado, afluente do rio Araguaia, um dos principais do Brasil Central.

MATERIAIS E MÉTODOS

Locais de amostragem

O rio das Mortes (Figura 1) é o principal afluente da margem esquerda do rio Araguaia, tanto por sua extensão (1.070 km), quanto pela sua área de drenagem (61.332 km²) e pelo volume de água (MMA, 2006). De acordo com as características hidrológicas e geomorfológicas a bacia pode ser dividida em três segmentos principais, denominados Alto, Médio e Baixo rio das Mortes (Aquino *et al.* 2009; Nápolis, 2010).

Para o presente estudo foram utilizados dados biológicos obtidos nos segmentos alto e médio. As coletas foram realizadas entre Agosto e Novembro de 2014 e em cada segmento foram selecionados quatro trechos amostrais com distância média de 63,5 km entre eles. Cada trecho é composto por cinco sub-amostras de modo a representar a variabilidade nas características locais. As sub-amostras são separadas entre si por, no mínimo, 1.000 metros, perfazendo um total de 445 km amostrados ao longo do gradiente. Para as análises, as sub-amostras foram agrupadas dentro de cada trecho, que por sua vez foram considerados como as unidades amostrais do estudo, totalizando oito amostras (Figura1). Destaca-se o fato de que a primeira unidade amostral (à montante) se encontra em uma região geomorfológica denominada Planície do Araguaia e é caracterizada como uma planície aluvial (alagável) (Nápolis, 2010).

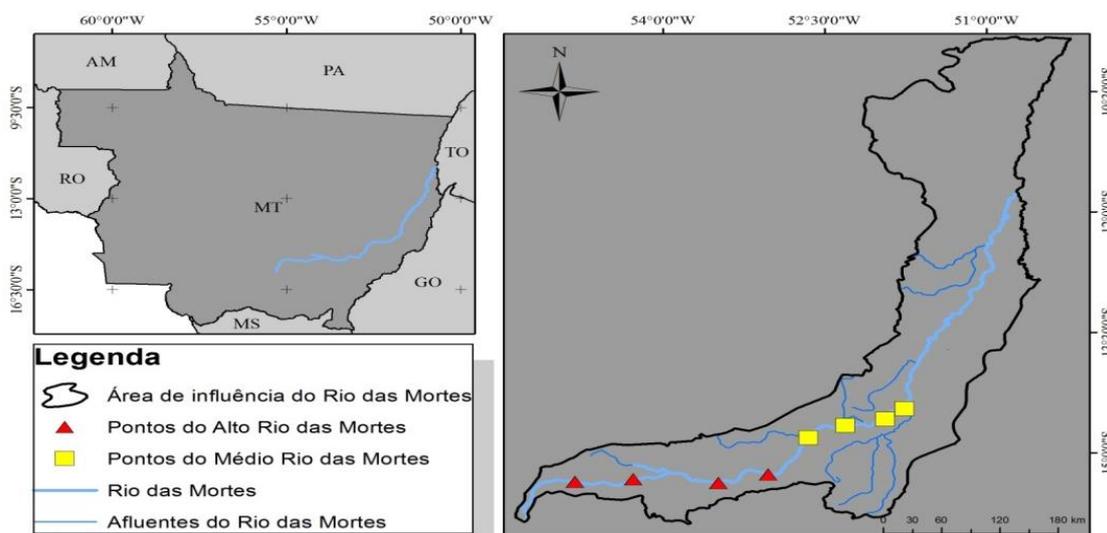


Figura 1: Mapa de localização do rio das Mortes com os locais amostrados, destacando os trechos do Alto rio (triângulos vermelhos) e os do Médio rio (quadrados amarelos).

Amostragem dos peixes

Os peixes foram amostrados por meio de redes de emalhar com 20 metros de comprimento por 1,5 m de altura, com diferentes tamanhos de malha (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12 e 14 cm entre nós opostos), a fim de otimizar o esforço amostral e o potencial de captura (Tejerina-Garro & De Merona, 2001). As redes foram dispostas perpendicularmente às margens e permaneceram expostas por um período de 24 horas, com revisões a cada seis horas. Os peixes capturados foram fixados em campo em solução de formalina (10%) e preservados em álcool (70%) no Laboratório de Ictiologia e Limnologia da UNEMAT, Campus de Nova Xavantina (LILUNX). Os peixes foram transferidos para o laboratório da escola de aplicação da Universidade Estadual de Goiás, câmpus de Iporá, onde foram triados. Os peixes foram identificados até a maior resolução taxonômica possível, com o auxílio de chaves e guias especializados (Santos *et al.* 2004; Britski *et al.* 2007; Zeinad & Prado, 2012).

Diversidade funcional e filogenética

Foi possível a obtenção de dados funcionais para 49 das 55 espécies coletadas (Apêndice III). As seis espécies que não foram caracterizadas foram excluídas das análises. Os atributos funcionais foram descritos, considerando aspectos relacionados ao uso de hábitat, ecologia trófica e história de vida (Tabela 1). Essas são três dimensões do nicho das espécies que são importantes para a distribuição das espécies (Winemiller *et al.* 2015). O uso de hábitat foi definido a partir da morfologia das espécies, o que é bem validado para peixes (Wolff, 2008; Oliveira *et al.* 2010). Foi selecionada a porção corporal esquerda de dez espécimes adultos de cada espécie para a obtenção das medidas morfológicas. Foram obtidas 24 medidas morfológicas entre lineares e de área, as quais compuseram 12 índices ecomorfológicos (Tabela 1 e Apêndice I).

Para a caracterização da ecologia trófica, as espécies foram classificadas em grupos tróficos a partir de informações obtidas em literatura especializada (Tabela 1). Os atributos funcionais relacionados à história de vida das espécies também foram obtidos da literatura, a partir da qual foram selecionadas dez características relacionadas à desova, migração, fecundação, diâmetro do ovócito, tamanho da maturação e duração do período reprodutivo (Tabela 1).

Tabela 1: Atributos funcionais representando aspectos do uso de hábitat, história de vida e ecologia trófica das espécies do rio das Mortes, Brasil Central.

Dimensões de Nicho	Atributos	Referências
Habitat	Índice de compressão (IC); Índice de depressão (ID); Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPd); Altura relativa do pedúnculo caudal (AIRPd); Largura relativa do pedúnculo caudal (LRPd); Posição do olho (PO); Área relativa do olho (ARO); Área relativa da nadadeira; dorsal (ARD); Área relativa da nadadeira caudal (ARC); Área relativa da nadadeira Anal (ARA); Área relativa da nadadeira pélvica (ARPV); Área relativa da nadadeira peitoral (ARPT);	(Wolff, 2008; Oliveira <i>et al.</i> 2010)
História de vida	Desova total (dt), Desova na Seca (ds), Desova na cheia (dc), Desova parcelada (dp) Migrador Longas Distâncias (mld), Fecundação externa (fe), Cuidado Parental (cp), Diâmetro médio do ovócito(maduro) (do), Tamanho médio da primeira maturação (tpm), Duração do período (dp1);	(Lamas, 1993; LeGuenec & Loubens, 2004; Suzuki <i>et al.</i> 2005; Neuberger, 2010; Silva <i>et al.</i> 2013)
Ecologia Trófica	Carnívoros (<i>consome animais invertebrados, sobretudo insetos, camarões e outros pequenos crustáceos</i>); Piscívoros (<i>consome basicamente peixes, este podem ser ingeridos inteiros ou em pedaços</i>); Detritívoros (<i>consome detrito, ou seja, restos orgânicos de diferentes origens</i>); Onívoros (<i>consome alimentos de natureza mista, ou seja, tanto animal quanto vegetal</i>); Herbívoros (<i>consome material de origem vegetal, incluindo algas filamentosas</i>).	(Santos <i>et al.</i> 2004; Britski <i>et al.</i> 2007; Zeinad, 2012)

Para o cálculo da diversidade filogenética construiu-se uma árvore filogenética não datada no software Mesquite (Maddison & Maddison, 2003). A topologia foi construída a partir do relacionamento filogenético conhecido entre os táxons amostrados, obtidos em bibliografia especializada. As relações filogenéticas das ordens e famílias foram baseadas em Stiassny (1996) e Betancur *et al.* (2013). Para o relacionamento dentro das famílias foram utilizadas as seguintes referências: Loricariidae (Lehmann, 2006; Reis *et al.*, 2006); Doradidae e Auchenopteridae (Birindelli, 2010); Pimelodidae (Buitrago-Suarez, 2006; Costa, 2010); Cynodontidae (Lucena & Menezes, 1998; Toledo-Piza, 2000; Moreira, 2007); Ctenulocidae (Lucena, 1993; Moreira, 2007); Prochilodontidae, Hemiodontidae, Anostomidae, Chilodontidae, Characidae e Serrasalminidae (Calcagnoto *et al.*, 2005; Moreira, 2007); Cichlidae (Ortiz, 2012); Sciaenidae (Casatti, 2000).

A riqueza de espécies foi calculada através do número absoluto de espécies apresentadas em cada unidade amostral. Calculou-se a diversidade funcional das assembleias de peixes a partir do índice de diversidade funcional (FD) descrito por Petchey e Gaston (2002), que consiste na soma dos braços de um dendrograma funcional unindo as espécies que co-ocorrem (Faith, 1992). Visando calcular a FD, controlando o efeito da riqueza, utilizamos o valor de FD em relação à FD obtidos, resultante do modelo nulo (*i.e.* tamanho do efeito padronizado de FD). Essa métrica foi calculada a partir da função *ses.pd* do pacote Picante (Kembel *et al.* 2010). O modelo nulo utilizado consiste na aleatorização dos nomes das espécies nos ramos terminais do dendrograma. O dendrograma foi construído com o algoritmo UPGMA, a partir de uma matriz de distância interespecífica construída com o coeficiente de Gower aplicado à matriz de atributos funcionais (Podani & Schmera, 2006). A diversidade filogenética foi calculada da mesma forma, mas neste caso foi utilizada a topologia representando o relacionamento filogenético entre as espécies ao invés do dendrograma funcional (Faith, 1992).

Simulações

A partir das revisões em bibliografia especializada e referendado por um especialista em ecologia de reservatório, determinou-se as espécies sensíveis aos impactos do represamento dos rios (Apêndice II). Consideramos perdidas aquelas espécies reportadas na literatura que possuem ocorrência em rios antes de eventos de represamento e que não foram mais encontradas em qualquer região do reservatório após o enchimento. Este é um

cenário menos pessimista já que não incluímos entre as espécies perdidas aquelas que apresentam redução da sua distribuição espacial.

Para determinar a perda funcional e filogenética em cada trecho amostral, inicialmente calculou-se a diversidade total, incluindo todas as espécies presentes em cada amostra (D_t). Posteriormente calculou-se a diversidade, considerando o conjunto de espécies perdidas que ocorrem em cada comunidade (D_p), assim como a diversidade das comunidades mantidas, que compreende as espécies que persistem na comunidade (D_m). O cálculo da diversidade funcional e filogenética perdida (P_d) foi realizado da seguinte forma: $P_d = 1 - (D_m / D_t)$ (Batalha, *et.al.* 2010).

Análises estatísticas

As diferenças nos padrões de diversidade antes das perdas simuladas foram avaliadas por meio da comparação dos valores de diversidade funcional e filogenética, controlando-se pelo efeito da riqueza de espécies, entre os trechos dos segmentos Alto e Médio do rio das Mortes, por meio do teste t aleatorizado para amostras não pareadas. Para avaliar se as perdas de diversidade diferem entre os diferentes segmentos do rio, comparamos a perda média (P_d) entre os trechos do Alto e Médio rio das Mortes, também por meio do teste t aleatorizado para amostras não pareadas. A fim de verificar se a perda de diversidade funcional e filogenética (D_p) difere do esperado ao acaso, testamos se o tamanho do efeito padronizado (1000 permutações) dos respectivos índices difere da média zero para os trechos dos segmentos Alto e Médio, por meio do teste t para uma amostra.

Para avaliar se a perda de espécies resulta na homogeneização funcional e filogenética entre os segmentos do rio, avaliamos os padrões de diversidade beta entre os trechos alto e médio para ambas facetas, antes e após a perda simulada de espécies. Para isso foi utilizado o índice de Sorensen (Leprieur *et al.* 2012), comparando os padrões observados com padrões aleatórios antes e após a perda das espécies. Este índice baseia-se na dissimilaridade da biodiversidade entre comunidades ou amostras ao longo de gradientes e não é influenciado pela abundância das espécies (Magurran, 2012). Todas as análises supracitadas foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2006).

RESULTADOS

A amostragem da ictiofauna resultou na captura de um total de 561 espécimes, pertencentes a 55 espécies, 49 gêneros, 19 famílias e 5 ordens. O Alto rio apresentou 18 espécies, das quais 10 foram exclusivas. O Médio foi representado por 45 espécies, com 37 exclusivas (Apêndice II). Dezesete espécies foram consideradas perdidas em cenários de barramento do rio (Apêndice II).

A grande maioria das espécies perdidas apresenta desova total em uma só época do ano (94,1%), são migradoras de longa distância (64,7 %) e não apresentam cuidado parental (94,1 %). Estas são predominantemente, carnívoras ou piscívoras, porém, destaca-se o fato de que duas das três espécies exclusivamente herbívoras também são perdidas. Além disso, a maior parte das espécies perdidas (Figura 2) são bentônicas e reofilicas. Sobre aspectos filogenéticos, as linhagens representadas pelos Siluriformes seriam as mais atingidas (35,2%), destacando-se os peixes da família Pimelodidae que teriam perda de 100% das suas espécies (Figura 3).

As comunidades do segmento médio apresentam maior riqueza taxonômica ($t = -3,47$; $p = 0,013$), diversidade funcional ($t = -6,39$; $p = 0,002$) e de linhagens em relação ao alto ($t = -8,03$; $p = 0,001$). Porém, quando o efeito da riqueza é controlado, não são observadas diferenças entre os segmentos com relação à diversidade funcional ($t = 2,30$; $p > 0,06$) e filogenética ($t = 1,06$; $p = 0,33$) (Figura 4).

As espécies perdidas nos trechos do segmento Alto representaram, na média, 34,4% da riqueza de espécies, 42,8% e 45,1% da diversidade funcional e filogenética das comunidades, respectivamente. As espécies perdidas dos trechos do segmento Médio representaram, na média, 46,8% da riqueza de espécies, 59,2% e 58,6% da diversidade funcional e funcional e filogenética das comunidades, respectivamente.

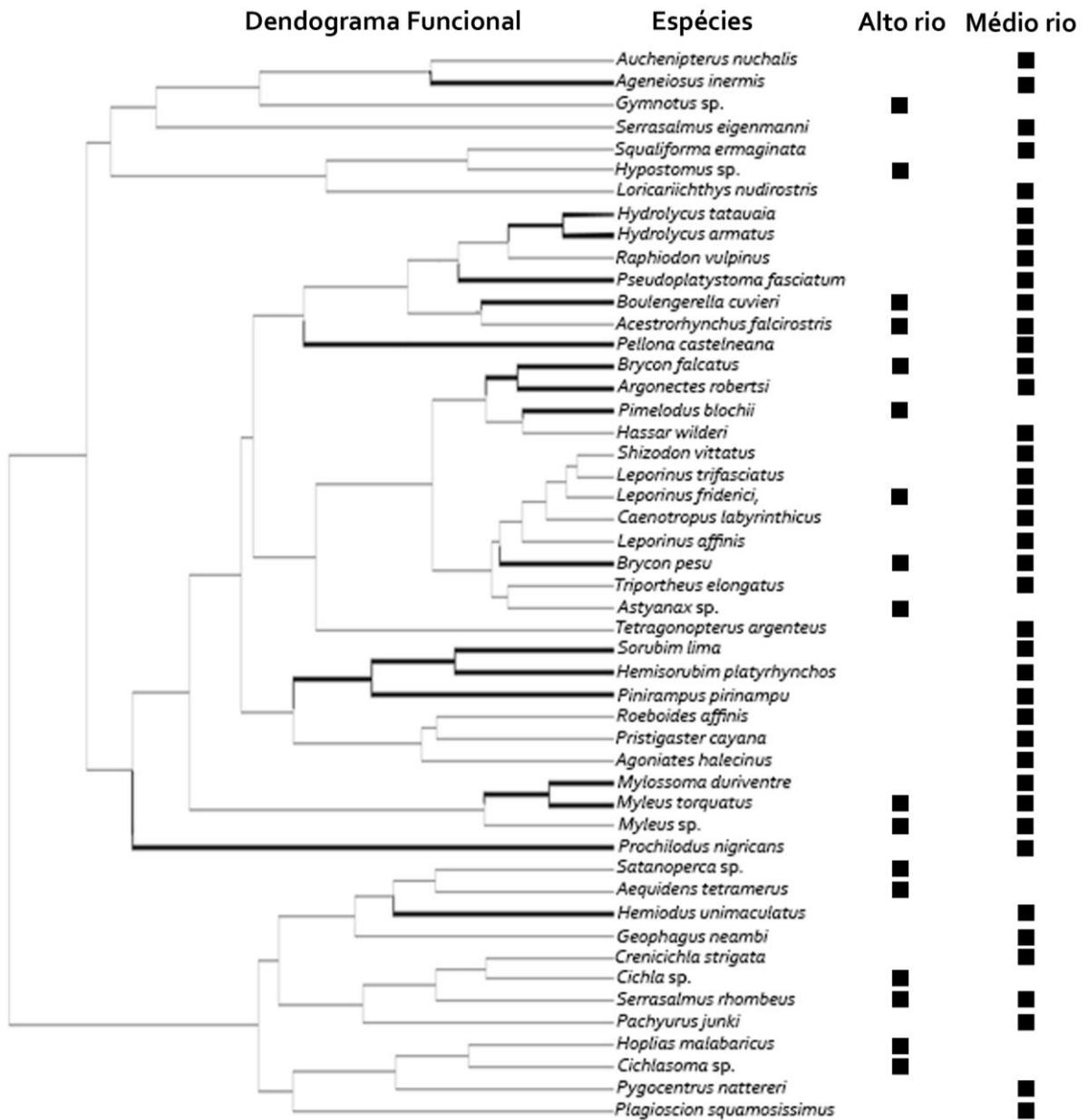


Figura 2: Dendrograma funcional das espécies, cuja ocorrência no Alto e Médio rio das Mortes é destacada com quadrados pretos. Em negrito estão os braços das espécies perdidas a após o barramento.

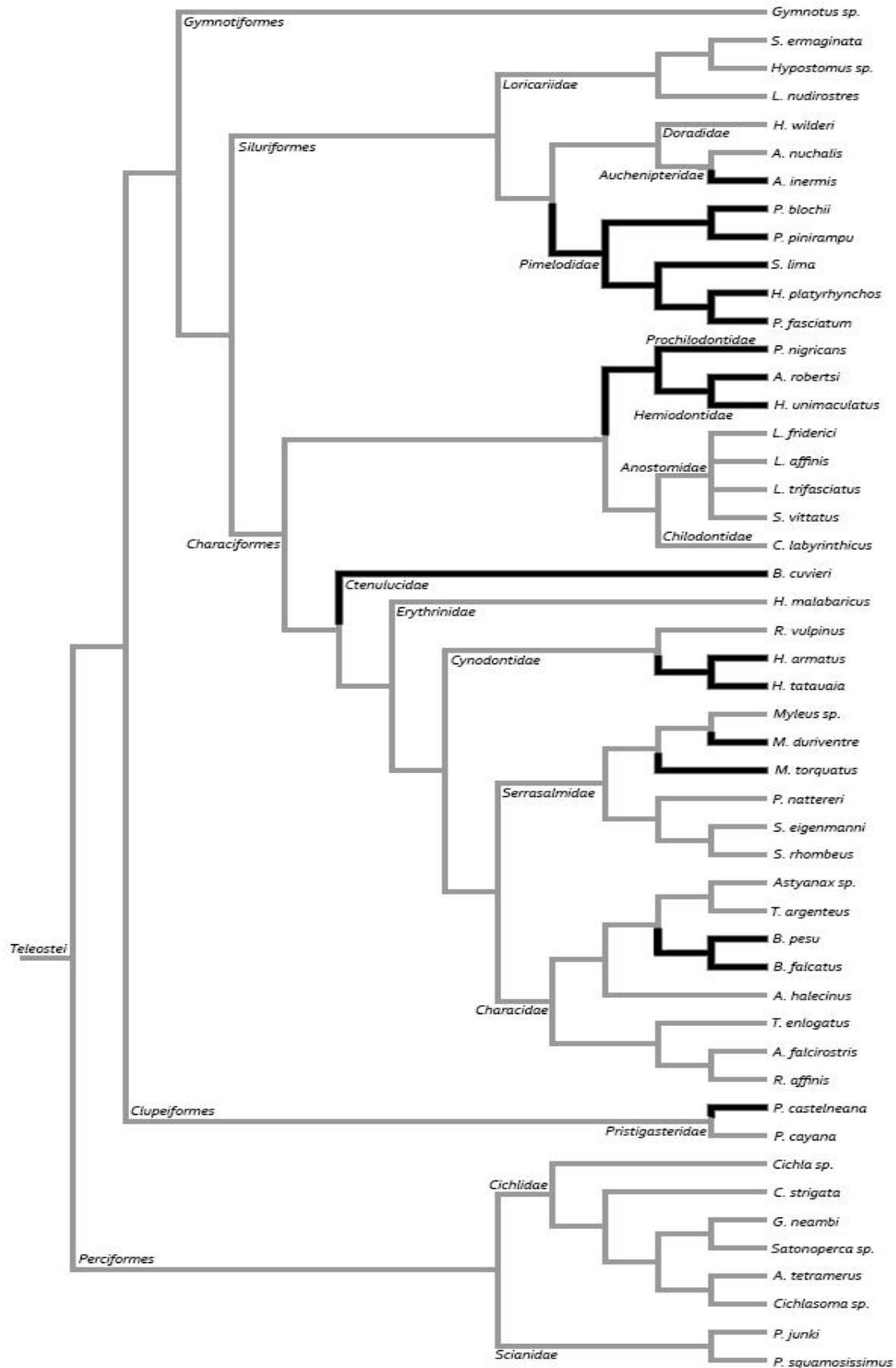


Figura 3: Topologia filogenética da ictiofauna destacando (linhas escuras) os ramos das espécies perdidas após o barramento do rio.

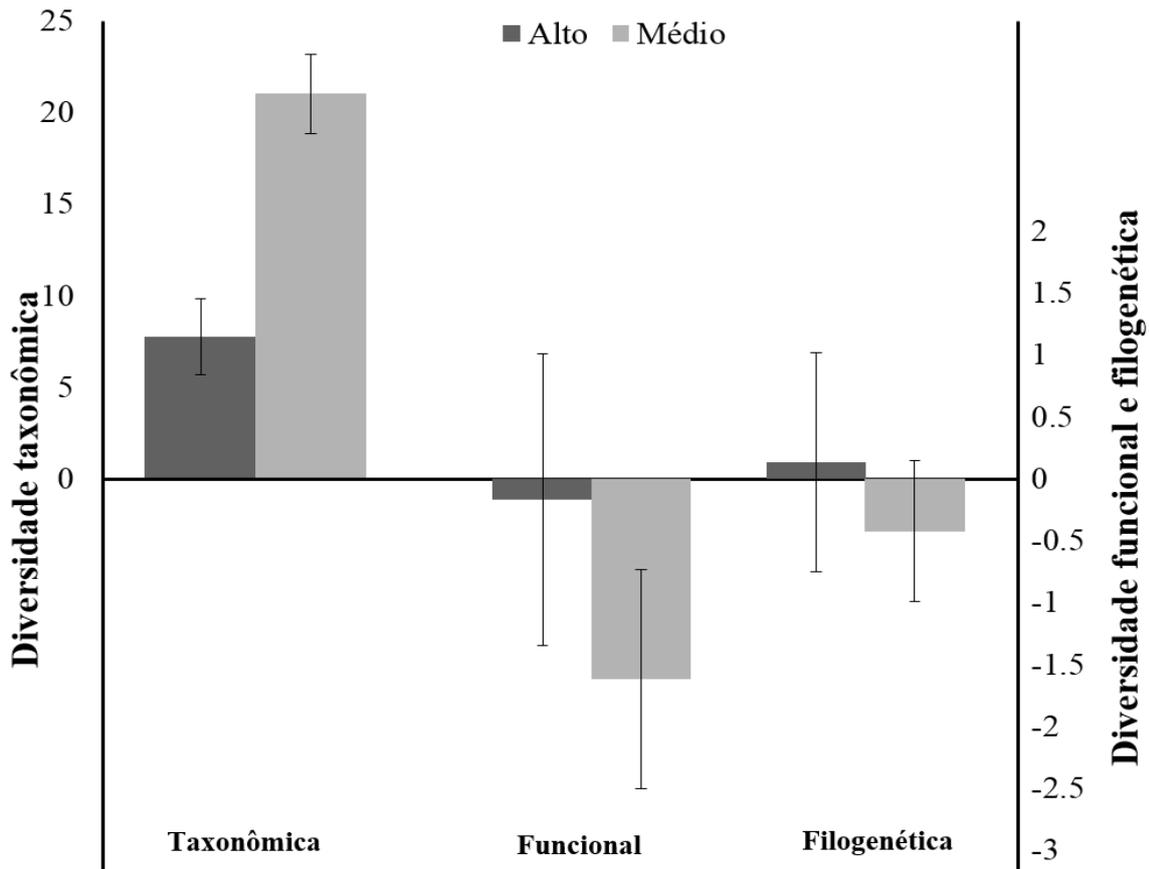


Figura 4: Riqueza taxonômica (valores absolutos), funcional e filogenética (tamanho do efeito padronizado) entre os segmentos Alto e Médio do Rio das Mortes (média e desvio padrão). Valores de tamanho do efeito padronizado negativos indicam diversidade menor do que a média das comunidades nulas. * Diferença significativa entre os segmentos.

A perda de diversidade funcional não diferiu entre os trechos dos segmentos Alto e Médio ($t = -1,20$; $p = 0,161$) (Figura 5). Entretanto, a perda de riqueza e de diversidade filogenética foram maiores nos trechos do segmento Médio em relação aos do segmento Alto (Riqueza: $t = -4,95$; $p = 0,004$; Diversidade Filogenética: $t = -2,36$; $p = 0,03$) (Figura 5).

As perdas de diversidade funcional não diferiram do padrão esperado ao acaso para ambos os segmentos do rio (Alto: $t = -0,36$; $p = 0,75$; Médio: $t = -1,47$; $p = 0,23$) (Figura 6). Entretanto, as perdas de diversidade filogenética no segmento Alto foram maiores do que o esperado ao acaso ($t = 5,02$; $p = 0,04$), enquanto que no segmento Médio foram menores do que o esperado ao acaso ($t = -3,13$; $p < 0,05$) (Figura 6).

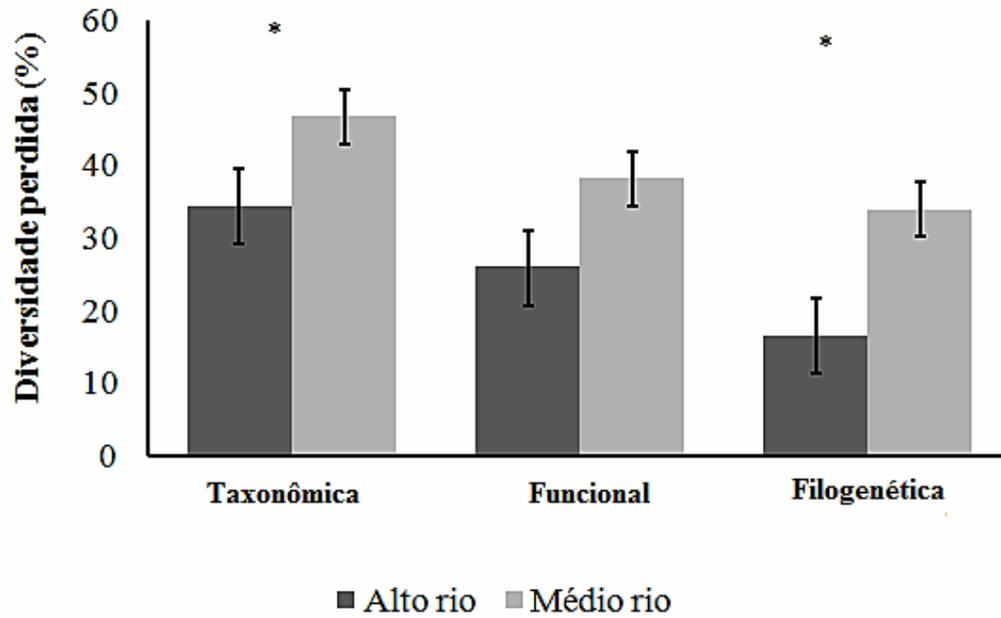


Figura 5: Perda de riqueza taxonômica, funcional e filogenética nos segmentos Alto e Médio em um cenário de barramento do rio das Mortes, Brasil Central (média e desvio padrão). Asteriscos indicam diferenças significativas entre o Alto e Médio rio das Mortes.

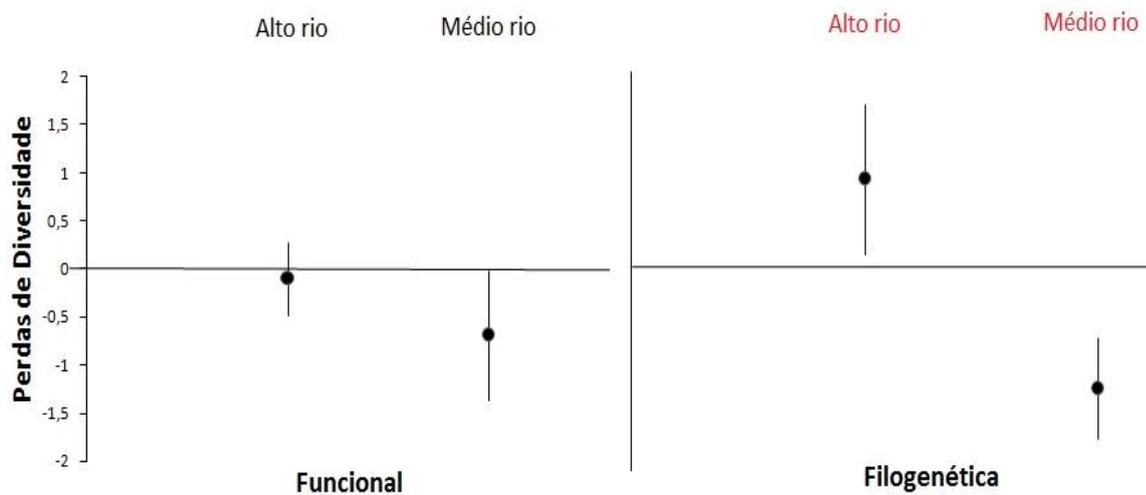


Figura 6: Comparação das perdas de diversidade observadas com as esperadas ao acaso medida pelo tamanho do efeito padronizado (média e desvio padrão). Resultados em nível de significância de 5%, obtidos em teste-t para uma amostra em relação à média zero (em vermelho os resultados significativos).

Em ambos os segmentos ocorreu redução da diversidade beta funcional e filogenética após a perda das espécies (Tabela2). A diversidade beta funcional foi maior do que o esperado ao acaso,

considerando as comunidades antes da perda das espécies, passando a apresentar padrão igual ao acaso após a perda. Com relação à diversidade beta filogenética, o padrão similar ao aleatório anterior a perda de espécies passou a ser menor do que o esperado ao acaso após a perda das espécies (Tabela 2).

Tabela 2: Diversidade beta- funcional e filogenética entre os trechos alto e médio do rio das Mortes, antes e após a perda simulada de espécies. Valores maiores (*) e menores (**) do que o esperado ao acaso, em nível de significância de 5%.

	Diversidade Beta- Funcional	Diversidade Beta – Filogenética
	Beta total	Beta total
Alto-Médio (antes da perda)	0.59*	0.38
Alto-Médio (após perda)	0.57	0.34**

DISCUSSÃO

Nossos resultados ressaltam que a construção de um reservatório no leito do rio das Mortes impactaria de formas distintas a diversidade da ictiofauna nos seus diferentes segmentos. As espécies perdidas compreendem entidades funcionais e filogenéticas que sozinhas representam mais do que 40% da diversidade da comunidade e parte dessa perda é insubstituível, já que a redução da diversidade é expressiva em ambos segmentos. As consequências da extinção local são maiores do ponto de vista filogenético, com maior perda de diversidade nos trechos médios, resultando na perda de linhagens inteiras. Essas alterações resultam em menor diferenciação entre os trechos, promovendo a homogeneização da ictiofauna ao longo do contínuo fluvial.

Os trechos do Médio rio das Mortes apresentam comunidades mais ricas em relação ao Alto, seguindo um padrão esperado em resposta a maior oferta de habitats e acúmulo de recursos nos trechos a jusante (Vannote *et al.* 1980; Allan & Castillo, 2007; Suvarnaraksha *et al.* 2013). Por apresentar filtros ambientais menos restritivos, seria esperado que essas comunidades apresentassem maior diversidade de atributos funcionais e linhagens em relação ao Alto. Porém, quando o efeito da riqueza é controlado, evidencia-se um padrão de maior redundância funcional e filogenética e as diferenças entre os segmentos desaparece. Esses resultados contrastam com a ideia de que em trechos mais próximos às cabeceiras as comunidades seriam mais redundantes em função da ocorrência de filtros ambientais mais restritivos (Carvalho & Tejerina-Garro, 2014). Isso provavelmente se deve a uma particularidade dos trechos altos do rio das Mortes, que possuem planícies alagáveis, recebendo periodicamente uma maior entrada de nutrientes e, conseqüentemente, proporcionando maiores oportunidades de nichos durante as inundações (Junk *et al.* 1989; 1997; Melo *et al.* 2007). Desta forma, o pulso de inundação nos trechos altos pode estar modulando a estruturação funcional e filogenética daquelas comunidades.

As simulações de extinções em cenários de interferências antrópicas podem revelar o direcionamento da perda de biodiversidade, uma vez que as extinções tendem a não ocorrer ao acaso (Purvis *et al.* 2000). As extinções dependem das respostas específicas das espécies, que por sua vez são relacionadas com as suas características fenotípicas (McKinney, 1997). Entretanto, não foi encontrado um padrão nas perdas funcionais, ou seja, estas foram aleatórias em ambos os segmentos estudados. Isso pode ser devido às respostas distintas entre os diferentes atributos, que podem não apresentar um único direcionamento de resposta frente aos impactos (Petchey & Gaston 2002b). De fato, a formação de um reservatório impacta as comunidades em todos os aspectos do nicho das espécies abordados (uso do habitat, dieta e reprodução). As espécies reofilicas, bentônicas e que

desempenham movimentos migratórios longitudinais tendem a desaparecer por requererem habitats com maior fluxo de água, maior profundidade e heterogeneidade ao longo do gradiente longitudinal para completarem seu ciclo de vida (Lima *et al.* 1995; Agostinho *et al.* 2007). Por outro lado, espécies nectônicas de natação rápida e dieta especializada (e.g., *Hydrolycus* spp e *Brycon pesu*) também são negativamente afetados pelo barramento. Assim, as perdas observadas podem não ter demonstrado um padrão funcional evidente devido a alteração em diversos filtros ambientais conjuntamente (hidrologia, oferta de alimento e habitat), o que resultaria em consequências negativas para espécies posicionadas em diferentes partes do dendrograma funcional. Os diferentes aspectos funcionais que são afetados pelo barramento parecem ser bem representados dentro de clados específicos, resultando em estrutura filogenética no conjunto de espécies perdidas.

O barramento promove maiores perdas de riqueza táxonômica e linhagens nos trechos médios em relação às porções mais altas do rio, confirmando nossa hipótese. Entretanto, as espécies perdidas no Alto possuem maior diversidade filogenética (i.e., perda maior que o acaso), contrastando com as espécies perdidas no Médio que são filogeneticamente redundantes. Embora as espécies perdidas no Alto sejam mais originais, um número menor de espécies é perdido fazendo com que as consequências sejam menos impactantes para esse segmento do que para o médio. De forma contrastante, a perda de espécies no segmento Médio envolve clados específicos inteiros. Por exemplo, a família Pimelodidae e o clado Prochilodontidae + Hemiodontidae são totalmente perdidos. Assim, por comporem as mesmas linhagens, as espécies perdidas no Médio apresentam menor diversidade filogenética, porém, o fato das linhagens terem sido totalmente extirpadas resulta em maior impacto sobre as comunidades remanescentes. De fato, a perda significativa de diversidade pode ocorrer devido a extinção de espécies originais (segmento Alto), ou alternativamente, por meio da perda de grupos de espécies redundantes, mas que compõem linhagens únicas (Vamosi *et al.* 2008; Cianciaruso *et al.* 2013), como é o caso do trecho Médio. Esses resultados reforçam que a organização das comunidades difere ao longo do gradiente longitudinal dos rios assim como os mecanismos pelos quais as comunidades são afetadas pelos impactos antrópicos.

Como conseqüências das perdas de espécies juntamente as funções e linhagens, houve redução da diversidade beta funcional e filogenética entre os segmentos Alto e Médio. Destacam-se alterações na estrutura filogenética da ictiofauna, pois o padrão aleatório anterior a perda de espécies foi alterado para menor do que o esperado ao acaso após a perda das espécies. Após o barramento de um rio, são registradas mudanças na abundância das espécies, enquanto a dominância numérica das espécies menos afetadas aumenta, a riqueza diminui (Araújo *et al.* 2013). Se as espécies

exclusivas de cada segmento são afetadas, a similaridade ao longo do gradiente longitudinal aumenta, o que parece ser o caso no rio das Mortes. Desta forma, as diferenças na estrutura e composição das comunidades entre os segmentos do rio, que fazem parte do padrão natural ao longo do gradiente longitudinal (Vannote *et al.* 1980), é significativamente reduzido, tornando as comunidades, após o barramento, mais homogêneas.

As perdas funcionais e filogenéticas resultantes do barramento podem repercutir no funcionamento do ecossistema e, conseqüentemente nos serviços ecossistêmicos prestados pelas comunidades. Para exemplificar, uma das conseqüências seria o comprometimento na oferta de recursos pesqueiros. A baixa produtividade pesqueira é associada com a perda de espécies que possuem atributos que são associados com a preferência dos consumidores (e.g. maior tamanho) (Jackson & Marmulla, 2001; Hoeinghaus *et al.* 2009). Em nosso estudo isso seria evidenciado pela perda de clados específicos, envolvendo em especial os peixes da família Pimelodidae, migradores de maior porte, com altos valores comerciais e muito utilizados para subsistência (Agostinho & Júlio Junior, 1999). Assim, além de impactar os padrões e processos ecológicos o barramento também tem o potencial de afetar serviços ecossistêmicos importantes, como a pesca comercial e de subsistência na região.

Diante destas abordagens, percebe-se que a simulação de perda de espécies pode ser muito reveladora quanto aos impactos ambientais a que as comunidades são submetidas. Através desta abordagem verificamos que um possível barramento do rio promoveria impactos significativos nas comunidades de peixes. Essa abordagem é especialmente útil para prever os impactos antes que eles se concretizem. Isso se torna ainda mais relevante ao constatar que nos próximos cinco anos está prevista a construção de 38 usinas hidrelétricas em todo Brasil e dentre estas, duas são planejadas para o curso do rio das Mortes (UHE Água Limpa e UHE Toricuejo).

CONCLUSÕES

Nossos resultados evidenciam que o barramento de rios, alteração típica em empreendimentos hidrelétricos, repercute negativamente sobre a biodiversidade aquática. Os impactos sobre a ictiofauna ocorrem nas diferentes partes do rio, mas de formas distintas, evidenciando as diferenças na organização das comunidades ao longo do gradiente longitudinal. Enquanto o barramento resulta na perda de inúmeras linhagens nas porções altas, a jusante a perda de clados específicos é proeminente. Essas alterações resultam na homogeneização da biota com potenciais perdas de serviços ecossistêmicos e história evolutiva.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. *UEM*. 501p.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., Pelicice, F. M. 2015. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. in press.
- Agostinho, A. A., Júlio Jr, H. F., Borghetti, J. R. 1992. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar*, 14(ssuppl).
- Agostinho, A. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M., Suzuki, H. I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 227-265.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1119-1132.
- Agostinho, A. A.; Júlio JR., H. F. 1999. Peixes da bacia do Alto Rio Paraná. In: LOWE-MCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Edusp, p.374-399.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M. & Marques, E. E. 2009. Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos, RiMa. 188p.
- Allan, J.D., Castillo M.M. 2007. An introduction to fluvial ecosystems in *Stream ecology: structure and function of running waters*. Second edition. Springer Science & Business Media. p.1-9.
- Amaral, E. C. A., Hepp, L. U. 2014. Diversidades alfa e beta em comunidade de peixes: efeitos da idade de implantação e da área alagada dos reservatórios. Dissertação de mestrado apresentada no programa de pós graduação em Ecologia da *Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões*. 48p.
- Aquino, S., Latrubesse, E. M. & de Souza Filho, E. E. 2009. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1).
- Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., Pelicice, F. M. 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(4), 543-552.
- Batalha M. A., Cianciaruso M.V., Motta-Junior JC, 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, 8(1): 34-40.

Betancur-R, R., Broughton, R. E., Wiley, E. O., Carpenter, K., López, J. A., Li, C., Zhang, F. 2013. The tree of life and a new classification of bony fishes. *PLoS currents*, 5.

Birindelli, J. L. O. 2010. Relações filogenéticas da superfamília Doradoidea (Ostariophysi, Siluriformes). *Tese de doutorado apresentada ao Departamento de zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo*. 378p.

Britski H.A., de Silimon K.Z.D.S., Lopes B.S. 2007. *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. 2ª ed. Brasília: Embrapa-SPI.230 p.

Buitrago-Suárez, U. A. 2006. Anatomía comparada y evolución de las especies de *Pseudoplatystoma* Bleeker 1862 (Siluriformes: Pimelodidae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 30, 117-141.

Calcagnotto, D., S. A. Schaefer, DeSalle R. 2005. Relationships among characiform fishes inferred from analysis of nuclear and mitochondrial gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 36: 135-153.

Carvalho R.A., Tejerina-Garro F.L. 2014. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams?. *Ecology of Freshwater Fish*, 24(2): 317-328.

Casatti, L. 2000. Taxonomia e relações filogenéticas das corvinas de água doce sul-americanas (Sciaenidae: Perciformes) Tese de doutorado apresentada Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista.189p.

Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., Arantes, C. C. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4), 217-229.

Cianciaruso, M. V., Batalha, M. A., Petchey, O. L. 2013. High loss of plant phylogenetic and functional diversity due to simulated extinctions of pollinators and seed dispersers in a tropical savanna. *Nat Conserv*, 11, 36-42.

Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., Batalha, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), 93-103.

Costa, L. F. C. 2010. Estudos de sistemática molecular e de biogeografia histórica do bagre de água doce *Pseudoplatystoma* Bleeker, 1862 (Pimelodidae) na América do Sul.

Czerniawski, R., Domagała, J. 2014. Small dams profoundly alter the spatial and temporal composition of zooplankton communities in running waters. *International Review of Hydrobiology*, 99(4), 300-311.

Daga, V. S., Skóra, F., Padial, A. A., Abilhoa, V., Gubiani, É. A., Vitule, J. R. S. 2014. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746(1), 327-347.

Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for

integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8), 1030-1040.

Díaz, S., Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655.

Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological conservation*, 61(1): 1-10.

Fearnside, P. M. 2016. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. *World Development*, 77, 48-65.

Fernandes C.C., Podos, J., Lundberg, J.G.2004. Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. *Science*, 305(5692): 1960-1962.

Finer, M., Jenkins, C. N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos one*,7(4).

Hepp, L. U., Restello, R. M. 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. *Zakrzewski, SB Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares. Erechim, Edifapes*, p- 75-86.

Hoeinghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., Winemiller, K. O. 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23(5), 1222-1231.

Holmlund, C. M., & Hammer, M. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological economics*, 29(2), 253-268.

Jackson, D. C., Marmulla, G. 2001. The influence of dams on river fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, (419), 1-44.

Junk, W. J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In *The Central Amazon Floodplain*. p. 3-20.

Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.

Kembel, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., Webb, C. O. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26(11), 1463-1464.

Lamas, I.R. 1993. Análise das características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova. *Dissertação de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte*. 81p.

Le Guennec, B., Loubens G. 2004. Biologie de Pellona castelnaeana (Teleostei: Pristigasteridae) dans le bassin du Mamoré (Amazonie bolivienne). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 15(4): 369-383.

Lehmann, P. A. B. L. O. 2006. Anatomia e relações filogenéticas da família Loricariidae (Ostariophysi: Siluriformes) com ênfase na subfamília Hypoptopomatinae. *Unpublished Ph. D. Dissertation, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 420p.*

Leprieur, F., Albouy, C., De Bortoli, J., Cowman, P. F., Bellwood, D. R., Mouillot, D. 2012. Quantifying phylogenetic beta diversity: distinguishing between ‘true’turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. *PloS one*, 7(8), e42760.

Lima, C., Agostinho, A. A., Fabr e, N. N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. *Limnology in Brasil. Rio de Janeiro: ABC/SBL 384p.*

Lucena, C. A., Menezes, N. A. 1998. A phylogenetic analysis of Roestes Günther and Gilbertulus Eigenmann, with a hypothesis on the relationships of the Cynodontidae and Acestrorhynchidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*, 261-278.

Lucena, C. D. 1993. Estudo filogenético da família Characidae com uma discussão dos grupos naturais propostos (Teleostei, Ostariophysi, Characiformes). *Tese de doutorado apresentada ao Departamento de zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 158p.*

Maddison, W. P., Maddison, D. R. 2003. Mesquite.

Magurran, A. 2012. Medindo a Diversidade Biológica. 1 ed. Curitiba: Editora UFPR, 261 p.

Mazzoni R., Petitto J. 2012. Distribui o, Abundância e estrutura das popula es de peixes antes e depois do represamento in *Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa: 15 anos de estudos da ictiofauna do Alto Tocantins*. Rio de Janeiro: Furnas. 139-167.

McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 495-516.

Meador, M.R., Goldstein R. M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 31(4): 504-517.

Melo, T. L., Tejerina-Garro, F. L., Melo, C. E. 2007. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(3): 657-665.

Mérona, B. D., Juras, A. A., Mendes Dos Santos, G., Cintra, I. H. A. 2010. Os peixes e a pesca no baixo rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí. *Eletrobras Eletronorte*. 208p.

MMA- Ministério do Meio Ambiente, 2006. Secretaria de Recursos Hídricos. *Caderno da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia*. Brasília: 132 p.

Moreira, C. L. R. 2007. Rela es filogenéticas na ordem Characiformes (Teleostei: Ostariophysi). *Tese de doutorado apresentada ao Departamento de zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo*. 468p.

Morlon, H., Chuyong, G., Condit, R., Hubbell, S., Kenfack, D., Thomas, D., Green, J. L. 2008. A

general framework for the distance–decay of similarity in ecological communities. *Ecology Letters*, 11(9), 904-917.

Nápolis, P.M.M.2010. Políticas públicas na bacia hidrográfica do Rio da Mortes Mato Grosso-Brasil: Educação ambiental para vidas. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos. São Paulo. 129p.

Neuberger A.L. 2010. Identificação das guildas reprodutivas de peixes da Amazônia brasileira. *Dissertação de mestrado em Ecologia de Ecótonos da Universidade Federal do Tocantins*. 28 p.

Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*,308(5720), 405-408.

Oliveira, E. F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C. V., Paiva, L. R. D. S., Vismara, M. R. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 569-586.

Oliveira, E. F., Luiz, E. A., Agostinho, A. A., Benedito-Cecilio, E. 2001. Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum Maringá*, 23(2), 369-376.

Orsi, M. L., Britton, J. R. 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of fish biology*,84(6), 1964-1970.

Ortiz, R. J. 2012. Características espermáticas na subfamília Cichlinae (Perciformes:Cichlidae) e suas implicações filogenéticas. *Tese de doutorado apresentada ao Departamento de zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo*.77p.

Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., Agostinho, A. A. 2014. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*.

Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S., & Gaston, K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76(5), 977-985.

Petchey, O. L., Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402-411.

Petchey, O. L., Gaston, K. J. 2002b. Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 269(1501), 1721-1727.

Petts, G. E. 1984. Impounded rivers: perspectives for ecological management. *John Wiley*.

Podani, J., Schmera, D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115(1), 179-185.

Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G., Mace, G. M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947-1952.

R development core team. 2006. A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna. Disponível em <<http://www.R-project.org>>.

- Reis, R. E., Pereira, E. H., Armbruster, J. W. 2006. Delturinae, a new loricariid catfish subfamily (Teleostei, Siluriformes), with revisions of *Delturus* and *Hemipsilichthys*. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 147(2), 277-299.
- Rosatti, N. B., Silva, D. M., Batalha, M. A. 2015. Loss of phylogenetic and functional originalities of woody cerrado species in simulated extinction scenarios. *Austral Ecology*, 40(3), 267-274.
- Santos, G. D. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica*, 25(3/4), 247-280.
- Santos, G. M., Mérona, B. D., Juras, A. A., Jégu, M. 2004. *Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí*. 216p.
- Schluter, D. 2000. Ecological character displacement in adaptive radiation. *The American Naturalist*, 156(S4), S4-S16.
- Silva, T.C.G.D., Cavalcante D.P., Queiroz H.L.D., 2014. Aspects of the reproductive biology of *aequidens tetramerus* (cichlidae) in várzea areas of the middle solimões river, brazilian amazon. *uakari*, 9(2): 63-74.
- Stanford, J. A., Ward, J. V. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5), 303-310.
- Stiassny, M. L., Parenti, L. R., Johnson, G. D. 1996. *Interrelationships of fishes*. Academic Press.
- Suvarnaraksha, A., Lek, S., Lek-Ang, S., Jutagate, T. 2012. Fish diversity and assemblage patterns along the longitudinal gradient of a tropical river in the Indo-Burma hotspot region (Ping-Wang River Basin, Thailand). *Hydrobiologia*, 694(1), 153-169.
- Suzuki, H. I., Bulla, C. K., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. 2005. Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. *Biocenoses em Reservatórios. Padrões espaciais e temporais. RiMa, São Carlos*, 223-242.
- Tejerina-Garro, F. L., & De Merona, B. 2001. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (357-360), 227-240.
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., DeLong, M. D. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123-147.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.
- Toledo-Piza, M. 2000. The Neotropical fish subfamily Cynodontinae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): a phylogenetic study and a revision of *Cynodon* and *Rhaphiodon*. *American Museum Novitates*, 1-88.
- Troia M.J., Gido, K.B. 2014. Towards a mechanistic understanding of fish species niche divergence along a river continuum. *Ecosphere*, 5(4): 41.

Vamosi, J. C., Wilson, J. R. 2008. Nonrandom extinction leads to elevated loss of angiosperm evolutionary history. *Ecology letters*, 11(10), 1047-1053.

Vamosi, S. M., Heard, S. B., Vamosi, J. C., & Webb, C. O. 2009. Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. *Molecular ecology*, 18(4), 572-592.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.

Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 2-8.

Ward, J. V., Stanford, J. A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*, 10, 29-42.

Webb, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist*, 156(2), 145-155.

Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual review of ecology and systematics*, 475-505.

Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R. 2015. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology letters*, 18(8), 737-751.

Wolff L.L. 2008. Diversificação ecomorfológica da assembléia de peixes em um riacho da encosta atlântica paranaense, Antonina, Paraná. Tese de Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Departamento de Biologia da Universidade Estadual de Maringá. Maringá. 22 p.

Zalumi, S. G. 1970. The fish fauna of the lower reaches of the Dnieper: its present composition and some features of its formation under conditions of regulated and reduced river discharge. *J. Ichthyol*, 10, 587-596.

Zeinad A.K., Prado R.A. 2012. Peixes Fluviais do Brasil: Espécies Esportivas. Pescaventura-Campinas-SP. 360 p.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice I: Índices morfológicos e suas aplicações ecológicas, sugerido e adaptado de Teixeira e Wolff (2008) e Oliveira e colaboradores (2010).

Índices Morfológicos		
Índice	Fórmulas	Descrição
Índice de compressão	$IC = AIM_{Cp} / LMC_{Cp}$	Valores mais altos indicam uma maior compressão lateral. Peixes com esta característica, geralmente ocupam habitats com pouco fluxo d'água (Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984; Balon, <i>et al.</i> , 1986).
Índice de depressão	$ID = AILI / AIM_{Cp}$	Baixos valores estão associados a peixes que exploram habitats com maior fluxo de água. O corpo deprimido e colado ao substrato diminui as forças hidrostáticas que tendem arrastar os indivíduos (Watson & Balon, 1984).
Comprimento Relativo do pedúnculo caudal	$CRPd = CPd / CP$	Peixes com pedúnculos caudais longos são bons nadadores. Entretanto, peixes adaptados a fluxos de águas apresentam pedúnculos caudais longos em função da necessidade de arranques em curtos deslocamentos (Watson & Balon, 1984)
Altura relativa do pedunculo Caudal	$AIRPd = AIPd / AIM_{Cp}$	Baixos valores indicam alta capacidade de realizar movimentos mais complexos (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRPd = LPd / LMC_{Cp}$	Altos valores indicam nadadores contínuos (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
Posição do olho	$PO = AIO / AICb$	Valores elevados indicam peixes bentônicos (olhos localizados dorsalmente), enquanto que baixos valores indicam peixes nectônicos (olhos laterais) (Gatz, 1979; Beaumord & Petrere 1994).
Área relativa do	$ARO = AO / (CP)^2$	Indica o posicionamento relativo na coluna d'água, peixes com olhos menores habitam a porção mais profunda (Gatz,

olho		1979).
Área relativa da nadadeira dorsal	$ARD=AD/(CP)^2$	Áreas maiores apresentam maior capacidade de estabilização em movimentos bruscos (Gosline,1971).
Área relativa da nadadeira caudal	$ARC=AC/(CP)^2$	Áreas relativas maiores da caudal são importantes para a aceleração (Balon <i>et al.</i> ,1986).
Área relativa da nadadeira anal	$ARA=AA/(CP)^2$	Área relativa maior implica em maior capacidade de movimentação e estabilização do movimento (Breda,2005).
Área relativa da nadadeira peitoral	$ARPt=APt/(CP)^2$	Áreas relativamente maiores são encontradas em espécies de natação lenta, as quais utilizam para realizar manobras (p. ex. ciclídeos) (Watson & Balon, 1984; Balon, <i>et al.</i> ,1986).
Área relativa da nadadeira pélvica	$ARPv=APv/(CP)^2$	Áreas relativas maiores da pélvica são encontrados em peixes bentônicos em relação a áreas menores que são encontrados em peixes pelágicos (Breda, 2005).

Apêndice II: Espécies de peixes coletadas no Alto e Médio Rio das Mortes, identificadas até a maior resolução taxonômica possível. As ocorrências são assinaladas com (x) assim como as espécies consideradas perdidas em um cenário de barramento do rio, a partir de bibliografia e especialistas*.

<i>Espécie</i>	Alto	Médio	Perdidas
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	x	x	
<i>Aequidens tetramerus</i>	x		
<i>Ageneiosus inermis</i>		x	x
<i>Agoniatas halecinus</i>		x	
<i>Argonectes robertsi</i>		x	x
<i>Astyanax</i> sp.	x		
<i>Auchenipterus nuchalis</i>		x	
<i>Boulengerella cuvieri</i>	x	x	x
<i>Brycon falcatus</i>	x	x	x
<i>Brycon pesu</i>	x	x	x
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>		x	
<i>Cichla</i> sp.	x		
<i>Cichlasoma</i> sp.	x		
<i>Crenicichla strigata</i>		x	
<i>Geophagus neambi</i>		x	
<i>Gymnotus</i> sp.	x		
<i>Hassar wilderi</i>		x	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>		x	x
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>		x	x
<i>Hoplias malabaricus</i>	x		
<i>Hydrolycus armatus</i>		x	x
<i>Hydrolycus tatauaia</i>		x	x
<i>Hypostomus</i> sp.	x		
<i>Leporinus affinis</i>		x	
<i>Leporinus friderici</i>	x	x	
<i>Leporinus trifaciatu</i>		x	
<i>Loricariichthys nudirostris</i>		x	
<i>Myleus</i> sp.	x	x	
<i>Myleus torquatus</i>	x	x	x
<i>Mylossoma duriventre</i>		x	x
<i>Pachyurus junki</i>		x	
<i>Pellona castelnaeana</i>		x	x
<i>Pimelodus blochii</i>	x		x

Continuação...

Espécie	Alto	Médio	Perdidas
<i>Pinirampus pininampu</i>		x	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>		x	
<i>Pristigaster cayana</i>		x	
<i>Prochilodus nigricans</i>		x	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>		x	x
<i>Pygocentrus nattereri</i>		x	x
<i>Raphiodon vulpinus</i>		x	x
<i>Roeboides affinis</i>		x	
<i>Satanoperca</i> sp.	x		
<i>Schizodon vittatus</i>		x	
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>		x	
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	x	x	
<i>Sorubim lima</i>		x	x
<i>Squaliforma ermaginata</i>		x	
<i>Tetragonopterus argenteus</i>		x	
<i>Triportheus elongatus</i>		x	

* Agostinho *et al.* (1992); Santos (1995); Agostinho *et al.* (2007); Agostinho *et al.* (2009); Mérona *et al.* (2010); Mazzoni *et al.* (2012); Agostinho *et al.* (2015).

Apêndice III: Matriz de traços funcionais das espécies do alto e médio rio das Mortes. Atributos relacionados à história de vida, ecologia trófica e uso de habitat.

<i>Espécie</i>	História de vida							Diâmetro médio do ovócito	Tamanho médio da primeira maturação	Duração do período (meses)
	Desova total	Desova na seca	Desova na cheia	Desova parcelada	Migrador longas distâncias	Fecundação externa	Cuidado Parental			
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,79	110	3
<i>Aequidens tetramerus</i>	0	1	1	1	0	1	1	0,36	6,49	12
<i>Ageneiosus inermis</i>	1	0	1	0	0	0	1	1,66	293	5
<i>Agoniatas halecinus</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,9	180	3
<i>Argonectes robertsi</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,91	200	6
<i>Astyanax</i> sp.	1	0	1	0	0	1	0	0,6	50	9
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	1	0	1	0	0	0	1	1,19	136	8
<i>Boulengerella cuvieri</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,79	215	9
<i>Brycon falcatu</i>	1	0	1	0	1	1	0	1,03	210	4
<i>Brycon pesu</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,69	70	12
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,98	100	7
<i>Cichla</i> sp.	0	1	1	1	0	1	1	1,75	220	12
<i>Cichlasoma</i> sp.	0	1	1	1	0	1	1	1,81	6	12
<i>Crenicicla strigata</i>	0	1	1	1	0	1	1	2,05	17,5	12
<i>Geophagus neambi</i>	0	1	1	1	0	1	1	1,81	9	12
<i>Gymnotus</i> sp.	1	0	1	0	0	1	1	1,2	250	6
<i>Hassar wilderi</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,61	115	7
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0	1	1	1	0	1	0	0,75	99	9
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,74	300	6
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	1	1	1	0	1	1	1,42	155	11
<i>Hydrolycus armatus</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,92	255	7
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,9	250	7
<i>Hypostomus</i> sp.	1	0	1	0	0	1	1	3,75	105	10
<i>Leporinus affinis</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,86	85	5
<i>Leporinus friderici</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,91	91	9
<i>Leporinus trifacatus</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,88	88	7
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	1	0	1	0	0	1	1	2,48	220	4
<i>Myleus</i> sp.	1	0	1	0	0	1	0	2,02	120	5

Continuação...

Espécie	História de vida							Diâmetro médio do ovócito	Tamanho médio da primeira maturação	Duração do período (meses)
	Desova total	D. na Seca	D. na cheia	Desova parcelada	Migrador longas distâncias	Fecundação externa	Cuidado Parental			
<i>Myleus torquatus</i>	1	0	1	0	0	1	0	2	120	5
<i>Mylossom aduriventre</i>	1	0	1	0	0	1	0	2	120	5
<i>Pachyurus junki</i>	0	1	1	1	0	1	0	0,6	190	12
<i>Pellona castelnaeana</i>	1	1	0	0	1	1	0	0,7	330	6
<i>Pimelodus blochii</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,92	110	8
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,9	550	6
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0	0	1	1	0	1	0	0,5	140	12
<i>Pristigaster cayana</i>	1	0	1	0	0	1	0	n/a	90	n/a
<i>Prochilodus nigricans</i>	1	0	1	0	1	1	0	1,16	195	8
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,96	410	4
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0	1	1	1	0	1	1	1,35	118	7
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,98	187	6
<i>Roeboides affinis</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,88	68	12
<i>Satanoperca</i> sp.	0	1	1	1	0	1	1	1,8	120	6
<i>Schizodon vittatus</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,74	114	8
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	1	0	1	0	0	1	1	1,3	95	11
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0	1	1	1	0	1	1	1,35	7,7	7
<i>Sorubim lima</i>	1	0	1	0	1	1	0	0,86	25,5	6
<i>Squaliforma ermaginata</i>	1	0	1	0	0	1	1	3,7	350	10
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,59	6,8	2
<i>Triportheus elongatus</i>	1	0	1	0	0	1	0	0,8	9,7	7

Continuação...

Espécie	Ecologia trófica					Uso de hábitat											
	Carnívoros	Piscívoros	Onívoros	Detritívoros	Herbívoros	IC	ID	CRPD	ALRPd	LRPd	PO	ARO	ARD	ARC	ARA	ARPt	ARPv
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0	1	0	0	0	2,217	0,472	0,066	0,349	0,319	0,610	0,003	0,007	0,018	0,008	0,005	0,003
<i>Aequidens tetramerus</i>	0	0	1	0	0	1,444	0,620	0,096	0,628	0,348	0,585	0,002	0,015	0,032	0,008	0,009	0,007
<i>Ageneiosus inermis</i>	1	0	0	0	0	1,795	0,630	0,081	0,385	0,386	0,319	0,002	0,013	0,029	0,007	0,006	0,004
<i>Agoniatés halecinus</i>	1	0	0	0	0	2,243	0,495	0,056	0,388	0,394	0,578	0,002	0,004	0,011	0,005	0,007	0,003
<i>Argonectes robertsi</i>	0	0	1	0	0	1,853	0,460	0,082	0,338	0,381	0,487	0,005	0,013	0,023	0,004	0,006	0,006
<i>Astyanax</i> sp.	0	0	1	0	0	2,926	0,462	0,067	0,265	0,331	0,460	0,002	0,006	n/a	0,004	0,002	0,002
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	1	0	0	0	0	0,870	0,511	0,085	0,780	0,241	0,588	0,002	0,008	0,019	0,003	0,004	0,007
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0	1	0	0	0	2,664	0,538	0,068	0,426	0,597	0,596	0,001	0,007	0,018	0,003	0,004	0,003
<i>Brycon falcatus</i>	0	0	1	0	0	2,714	0,423	0,098	0,270	0,251	0,491	0,003	0,017	0,030	0,007	0,008	0,007
<i>Brycon pesu</i>	0	0	1	0	0	2,537	0,417	0,099	0,349	0,378	0,525	0,004	0,014	0,023	0,007	0,010	0,006
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	0	0	1	0	0	1,887	0,543	0,078	0,345	0,284	0,446	0,006	0,023	0,025	0,007	0,009	0,010
<i>Cichla</i> sp.	0	1	0	0	0	2,205	0,562	0,082	0,367	0,426	0,747	0,003	0,030	0,032	0,009	0,011	0,010
<i>Cichlasoma</i> sp.	1	0	0	0	0	2,306	0,699	0,098	0,410	0,250	0,536	0,003	0,027	0,044	0,019	0,027	0,011
<i>Crenicicla strigata</i>	1	0	0	0	0	1,822	0,715	0,067	0,503	0,275	0,528	0,002	0,021	0,015	0,016	0,015	0,005
<i>Geophagus neambi</i>	0	0	1	0	0	3,171	0,503	0,092	0,260	0,631	0,528	0,005	0,042	0,033	0,018	0,022	0,014
<i>Gymnotus</i> sp.	1	0	0	0	0	2,279	0,745	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000
<i>Hassar wilderi</i>	0	0	1	0	0	1,251	0,614	0,092	0,371	0,371	0,606	0,006	0,025	0,028	0,007	0,013	0,009
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0	0	1	0	0	1,983	0,460	0,086	0,320	0,323	0,432	0,004	0,017	0,025	0,004	0,006	0,006
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	1	0	0	0	0	0,814	0,682	0,084	0,509	0,239	0,558	0,002	0,024	0,024	0,006	0,009	0,084
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	1	0	0	0	1,368	0,593	0,052	0,592	0,230	0,446	0,002	0,021	0,026	0,007	0,009	0,009
<i>Hydrolycus armatus</i>	0	1	0	0	0	2,395	0,611	0,076	0,284	0,369	0,557	0,004	0,010	0,026	0,007	0,014	0,005
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	0	1	0	0	0	3,058	0,619	0,078	0,277	0,378	0,742	0,005	0,010	0,019	0,008	0,015	0,006
<i>Hypostomus</i> sp.	0	0	0	1	0	0,756	0,679	0,106	0,507	0,168	0,602	0,002	0,082	0,041	0,005	0,017	0,012
<i>Leporinus affinis</i>	0	0	1	0	0	2,002	1,120	0,088	0,356	0,319	0,488	0,003	0,018	0,028	0,008	0,008	0,007
<i>Leporinus friderici</i>	0	0	1	0	0	1,841	0,632	0,077	0,352	0,283	0,485	0,003	0,014	0,023	0,007	0,008	0,007
<i>Leporinus trifaciatus</i>	0	0	1	0	0	1,762	0,580	0,071	0,413	0,282	0,512	0,002	0,016	0,024	0,006	0,006	0,007
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	0	0	1	0	0	0,742	0,661	0,286	0,769	0,190	0,795	0,001	0,008	0,007	0,007	0,007	0,007
<i>Myleus</i> sp.	0	0	0	0	1	3,321	0,574	0,058	0,218	0,330	0,520	0,004	0,022	0,035	0,015	0,008	0,004
<i>Myleus torquatus</i>	0	0	0	0	1	4,070	0,510	0,090	0,180	0,309	0,574	0,007	0,031	0,050	0,033	0,012	0,004
<i>Mylossoma duriventre</i>	0	0	0	0	1	4,277	0,547	0,097	0,182	0,306	0,495	0,005	0,025	0,046	0,038	0,018	0,002
<i>Pachyurus junki</i>	1	0	0	0	0	2,405	0,658	0,084	0,353	0,378	0,464	0,005	0,034	0,023	0,005	0,017	0,010
<i>Pellona castelnaeana</i>	0	1	0	0	0	3,546	0,639	0,083	0,329	0,404	0,574	0,007	0,007	0,032	0,005	0,011	0,001

Continuação...

Espécie	Ecologia trófica					Uso do hábitat											
	Carnívoros	Piscívoros	Onívoros	Detritívoros	Herbívoros	IC	ID	CRPD	ALRPd	LRPd	PO	ARO	ARD	ARC	ARA	ARPt	ARPv
<i>Pimelodus blochii</i>	0	0	1	0	0	1,439	0,564	0,067	0,414	0,278	0,456	0,004	0,022	0,023	0,002	0,014	0,005
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1	0	0	0	0	1,959	1,344	0,099	0,350	0,427	0,621	0,001	0,009	0,029	0,005	0,009	0,011
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0	1	0	0	0	2,376	0,705	0,087	0,366	0,511	0,451	0,004	0,023	0,019	0,004	0,017	0,015
<i>Pristigaster cayana</i>	1	0	0	0	0	5,297	0,694	0,075	0,190	0,384	0,729	0,006	0,013	0,011	0,010	0,012	0,000
<i>Prochilodus nigricans</i>	0	0	0	1	0	3,405	0,145	0,193	0,053	0,333	0,207	0,003	0,032	0,032	0,008	0,009	0,082
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	1	0	0	0	0,806	0,664	0,073	0,524	0,368	0,560	0,001	0,009	0,021	0,005	0,007	0,007
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0	1	0	0	0	2,525	0,538	0,148	0,242	0,389	0,504	0,006	0,025	0,050	0,020	0,013	0,003
<i>Raphiodon vulpinus</i>	0	1	0	0	0	2,483	0,571	0,068	0,349	0,415	0,592	0,002	0,003	0,012	0,004	0,010	0,001
<i>Roeboides affinis</i>	1	0	0	0	0	3,532	0,551	0,078	0,268	0,298	0,529	0,004	0,011	0,015	0,013	0,005	0,002
<i>Satanoperca sp.</i>	0	0	1	0	0	1,993	0,574	0,100	0,459	0,289	0,757	0,004	0,022	0,031	0,009	0,015	0,012
<i>Schizodon vittatus</i>	0	0	1	0	0	1,560	0,577	0,080	0,392	0,307	0,461	0,002	0,020	0,024	0,004	0,007	0,008
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	0	0	0	0	0	1,982	0,134	0,332	0,100	0,072	0,513	0,009	0,027	0,049	0,023	0,014	0,002
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1	0	0	0	0	2,753	0,522	0,083	0,280	0,320	0,520	0,004	0,015	0,032	0,012	0,010	0,004
<i>Sorubim lima</i>	1	0	0	0	0	1,079	0,645	0,077	0,502	0,288	0,292	0,002	0,009	0,013	0,006	0,003	0,037
<i>Squaliforma ermaginata</i>	1	0	0	0	0	0,748	0,749	0,092	0,509	0,300	0,699	0,002	0,029	0,025	0,004	0,013	0,015
<i>Tetragonopteru sargenteus</i>	0	0	1	0	0	3,456	0,423	0,086	0,201	0,228	0,507	0,010	0,036	0,042	0,023	0,022	0,008
<i>Triportheus elongatus</i>	0	0	1	0	0	2,488	0,362	0,077	0,287	0,334	0,440	0,003	0,005	0,016	0,005	0,014	0,003