

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

Phamela Bernardes Perônico

ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES NO
RIO TOCANTINS, ANTES E APÓS A FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE
PEIXE ANGICAL, REGIÃO DO ALTO RIO TOCANTINS, TO.

PORTO NACIONAL – TO – BRASIL

FEVEREIRO / 2017

Phamela Bernardes Perônico

ESTRUTURA TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES NO
RIO TOCANTINS, ANTES E APÓS A FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO DE
PEIXE ANGICAL, REGIÃO DO ALTO RIO TOCANTINS, TO.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecótonos da Fundação Universidade Federal do Tocantins – *Campus* de Porto Nacional, como pré-requisito para obtenção do título de mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice

Co-orientador: Dr. Rodrigo Fernandes

PORTO NACIONAL – TO – BRASIL

FEVEREIRO / 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

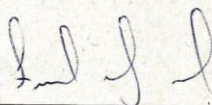
- P453e Perônico, Phamela Bernardes Perônico.
Estrutura taxonômica e funcional da assembléia de peixes no rio Tocantins, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical, região do alto rio Tocantins, TO.. / Phamela Bernardes Perônico Perônico. – Porto Nacional, TO, 2017.
44 f.
- Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Porto Nacional - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Ecologia de Ecótonos, 2017.
Orientador: Fernando Mayer Pelicice Pelicice
Coorientador: Rodrigo Fernandes Fernandes
1. Ecologia. 2. Estrutura taxonômica e estrutura funcional. 3. Assembléia de peixes do rio Tocantins. 4. UHE Peixe Angical. I. Título

CDD 577

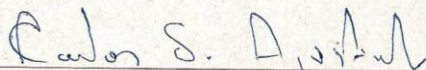
TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

BANCA EXAMINADORA



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



Dr.º Carlos Sérgio Agostinho
Universidade Federal do Tocantins - UFT



Dr.º Carine Cavalcante Chamon
Universidade Federal do Tocantins - UFT

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

“Hoje me sinto mais forte, mais feliz, quem sabe...
Só levo a certeza de que muito pouco eu sei... ou
nada sei!”

Almir Sater

Dedicatória:

Aos meus dois maiores exemplos de vida, mãe e avó... Exemplo de mulheres sonhadoras, batalhadoras e vencedoras; sem as quais jamais teria sido possível chegar até aqui.

Agradecimentos

Aos meus orientadores, Fernando Mayer Pelicice e Rodrigo Fernandes, por todas as horas dedicadas aos novos ensinamentos.

Ao professor Carlos Sérgio Agostinho e à empresa Biota – Projetos e Consultoria Ambiental pela disponibilização dos dados.

Aos amigos, em especial Thiago Costa e Kerley Cintia Modesto, por me apoiarem durante todos os vários momentos que me senti enfraquecida.

Ao meu noivo, amigo e companheiro de estudos, Murilo Rodrigues, que por diversas vezes mostrou entender de ecologia muito mais do que eu.

Aos colegas de mestrado, em especial Aline Schuch, Renato Soares e Idelina Silva pelo companheirismo em horas difíceis, mas também engraçadas.

E a Deus, por ter me sustentado durante todos os momentos atribulados em que pensei que não conseguiria seguir em frente.

Muito obrigada!

RESUMO

Análises baseadas em traços funcionais descrevem as espécies em relação às suas características biológicas e assim complementam as informações taxonômicas. Ainda que diversos trabalhos sejam realizados visando descobrir impactos ambientais após a criação de usinas hidrelétricas, poucos são voltados para investigar padrões de estabilização da estrutura da ictiofauna em termos taxonômicos e funcionais; a resposta funcional em longo prazo, em particular, é totalmente desconhecida. Neste estudo buscamos investigar padrões de reestruturação da assembléia de peixes em termos taxonômicos e funcionais nas zonas de transição, fluvial e lacustre, ao longo de dez anos, englobando momentos anteriores e posteriores à construção da UHE Peixe Angical, rio Tocantins. Nossos resultados revelaram indícios de estabilização taxonômica e funcional dentro da primeira década do reservatório, nas diferentes zonas. Tanto a riqueza taxonômica quanto a riqueza funcional apresentaram declínio progressivo após a instalação da barragem, atingindo níveis mais estáveis após seis anos. Conforme esperado, o aumento na abundância registrado no primeiro ano do reservatório não se manteve ao longo do tempo e foi possível notar um decréscimo acentuado em todos os pontos amostrais. Houve evidente alteração na composição taxonômica e funcional ao longo dos anos, com menor taxa de mudança a partir do 6º ano. Espécies registradas na fase Rio com maiores abundâncias praticamente deixaram de ser registradas após a criação da barragem, enquanto outras espécies com características que lhes permitiram resistir aos filtros ambientais do reservatório se destacaram em número de indivíduos. Espacialmente, foi possível notar diferentes padrões de composição tanto para a estrutura taxonômica quanto para a estrutura funcional da assembléia. Além disso, nossos resultados apontam que a perda de diversidade funcional se dá por fatores estocásticos; e que, apesar de haverem perdas de perfis funcionais através da perda de espécies, ainda não foi possível constatar uma convergência funcional. Portanto, dez anos de represamento foi suficiente para observarmos fortes padrões de alteração sobre a ictiofauna afetada pelo represamento da UHE Peixe Angical, além da eminente estabilização dos atributos taxonômicos e funcionais nas diferentes zonas do reservatório ao longo do tempo.

Palavras-chave: Filtros ambientais, composição taxonômica, composição funcional, padrões de reestruturação, padrões de estabilização.

ABSTRACT

Functional traits describe species in respect to functional characteristics and therefore complement taxonomic information. Although several studies investigate environmental impacts caused by hydropower dams, few have focused on long-term patterns of functional and taxonomic fish diversity; changes in functional structure, in particular, are largely unknown. In this study, we investigated long-term changes (10 years) in taxonomic and functional diversity across environmental gradients created by the construction of Peixe Angical hydropower dam, Tocantins River, Amazon Basin. Our results revealed trends of functional and taxonomic stabilization 10 years after river regulation, in the different zones of the reservoir. Both the functional and taxonomic diversity showed progressive decrease over time, reaching more stable levels after 6 years. As expected, the increase in fish abundance registered soon after damming was followed by a marked decrease in all sites. We observed strong alteration in functional and taxonomic composition over the years, with more stable values after the sixth year. The most abundant species in the river period virtually disappeared after river damming, replaced by species with adaptations to cope with the environmental filters created by the impoundment. In addition, our results showed that the loss of functional diversity occurred stochastically; despite the loss of functional profiles with the loss of species, it was not possible to determine functional convergence. In conclusion, Peixe Angical hydropower dam induced strong changes in the taxonomic and functional structure of fish assemblages, with trends of stabilization ten years after river impoundment, in the different zones of the reservoir.

Key words: environmental filters, taxonomic diversity, functional diversity, reassembly, stabilization.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAL E MÉTODOS	
2.1. Área de estudo e locais de amostragem	11
2.2. Coleta dos peixes	13
2.3. Categorização funcional	14
2.4. Análise dos dados	17
3. RESULTADOS	
3.1. Estrutura taxonômica	18
3.2. Estrutura funcional	23
4. DISCUSSÃO	27
5. REFERÊNCIAS	34
6. APÊNDICE	42

1. INTRODUÇÃO

Os principais fatores responsáveis pela formação de uma comunidade são denominados filtros ambientais (Bello et al. 2013). A utilização do termo filtragem ambiental, segundo Kraft et al. (2015), deve ser reservada ao casos em que a falha em tolerar os fatores abióticos seja a principal razão para a ausência de uma espécie dentro da comunidade; ou seja, sem levar em consideração as interações bióticas dessa espécie. No momento em que determinado ambiente é afetado por distúrbios, alterações são causadas nestes filtros ambientais afetando diretamente as comunidades e determinando quais espécies permanecem e quais são perdidas (Mouillot et al. 2007; Mouillot et al. 2013); além de ocasionar a perda de heterogeneidade biótica (Kraft et al. 2015), como é o caso de ambientes impactados pela construção de usinas hidrelétricas.

Os distúrbios causados por usinas hidrelétricas estão principalmente relacionados às mudanças no regime hidrológico. Com o barramento, espécies que se encontravam estabelecidas num ambiente lótico precisam passar pelos filtros de um ambiente lêntico (Agostinho et al. 2007), citando por exemplo alterações no fluxo, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade elétrica. Além disso, ocorrem modificações na disponibilidade de alimentos e nos locais de reprodução, fazendo com que as espécies com exigências particulares, como as migradoras de longa distância, sejam muito afetadas (Agostinho et al. 1997). Sendo assim, ao longo do tempo, a comunidade passa a ser representada, em sua grande maioria, por espécies sedentárias e oportunistas, que conseguem se ajustar aos novos filtros criados pelo represamento, resultando em mudanças na estrutura das assembléias (Araújo et al. 2013), incluindo a evasão de espécies migradoras de grande porte (Agostinho et al. 2015).

Atualmente o cenário nos rios brasileiros é marcado pelo crescente número de barragens, sendo que a cascata de represamentos gerada pela instalação de barragens em série ocasiona uma homogeneização biótica em termos taxonômicos (Petesse & Petre, 2012). Nesse contexto, o rio Tocantins apresenta-se como um dos mais impactados (Agostinho et al. 2015). O recente trabalho de Lima et al. (2015) apresentou resultados onde, no primeiro ano após o represamento da UHE Peixe Angical, houve aumento na abundância de algumas espécies como *Pimelodus blochii*, *Hemiodus unimaculatus* e *Auchenipterus nuchalis*. No entanto, após cinco anos houve diminuição de abundância para espécies como *P. blochii* e *Oxydoras niger* (ambas migradoras de longa distância),

além de eliminações locais de espécies como *Hypostomus* sp. e *Geophagus altifrons*. Araújo et al. (2013), por sua vez, registraram variação relevante na abundância das espécies após o represamento da UHE Lajeado, considerando-se que as espécies abundantes nos locais perto da barragem foram significativamente raras nos outros locais, destacando-se *Agoniatès halecinus*, *Lycengraulis batesii*, *Auchenipterus nuchalis*, *Geophagus altifrons* e *Plagioscion squamosissimus*. Os resultados desses estudos refletem padrões de reestruturação das assembléias semelhantes aos observados em outros rios tropicais represados (Liu et al. 2013; Orsi e Britton 2014).

Contudo, índices considerando a identidade funcional das espécies podem proporcionar uma melhor descrição da degradação do hábitat do que índices considerando apenas a identidade taxonômica das espécies (Villéger et al. 2010). Os estudos que examinam a organização da comunidade de peixes com base na sua composição funcional tem mostrado que o uso do hábitat é influenciado pelos traços funcionais das espécies (Teresa & Casatti 2012). Análises baseadas em traços descrevem as espécies em relação às suas características biológicas e assim complementam as informações taxonômicas (Cadotte et al. 2011; Logez et al. 2013). Portanto, entender a relação entre as perturbações causadas pela barragem e os traços funcionais que passam pelos novos filtros, permitem uma maior compreensão dos fatores associados à reestruturação da comunidade pós-distúrbio. Tal metodologia, baseada na análise de traços, vem ganhando espaço nos estudos ecológicos em geral (Booth & Swanton 2002; Freitas et al. 2012; Silva et al. 2013) e nos estudos voltados para a ictiofauna, principalmente em ambientes de riacho (Lamouroux et al. 2002; Cunico et al. 2011; Teresa & Casatti 2012). No entanto, são raros os estudos de longo prazo voltados para o entendimento dos padrões de estabilização da estrutura da comunidade em resposta aos distúrbios causados por reservatórios, visto que a maior parte dos trabalhos busca somente investigar a diversidade total antes e após, ou até mesmo, somente após a construção de reservatórios. Inúmeros estudos investigam padrões taxonômicos (Mol et al. 2007; Lenhardt et al. 2009; Orsi & Britton 2014), sugerindo estabilização da fauna após décadas de represamento; contudo, este evento ainda é pouco conhecido em termos taxonômicos e funcionais. Fundamental destacar que a resposta funcional de assembléias de peixes impactadas por barragens em longo prazo é totalmente desconhecida.

Nesse contexto, nosso trabalho teve como objetivo avaliar alterações na estrutura taxonômica (riqueza e abundância das espécies); e funcional das assembléias de peixes (riqueza e dispersão dos traços funcionais destas espécies) antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical, que teve sua barragem fechada em janeiro de 2006 no alto rio Tocantins. Procuramos investigar padrões de reestruturação espaço-temporais da assembléia ao longo de dez anos, englobando momentos anteriores e posteriores ao barramento. Os resultados auxiliarão na compreensão do tempo necessário para que uma assembléia de peixes apresente estabilização taxonômica e funcional em resposta aos filtros ambientais gerados pela construção da represa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo e locais de amostragem

A Usina Hidrelétrica Peixe Angical localiza-se no alto Rio Tocantins (Figura 1), municípios de Peixe, São Salvador e Paranã (TO). Sua operação comercial teve início em junho de 2006. O Rio Paranã apresenta-se como um dos principais tributários do reservatório; outros tributários também são encontrados no trecho livre a jusante da barragem, que apresenta aproximadamente 130 km do Rio Tocantins até o início do reservatório da UHE Lajeado. Em seu trecho a montante encontra-se a UHE São Salvador. A área do reservatório é de 294 km² com extensão de 120 km. O monitoramento da fauna de peixes incluiu cinco pontos amostrais ao longo do rio, que correspondem às zonas de transição, fluvial e lacustre do reservatório (Tabela 1). A definição de zonas seguiu as descrições apresentadas por Agostinho et al. (2009).

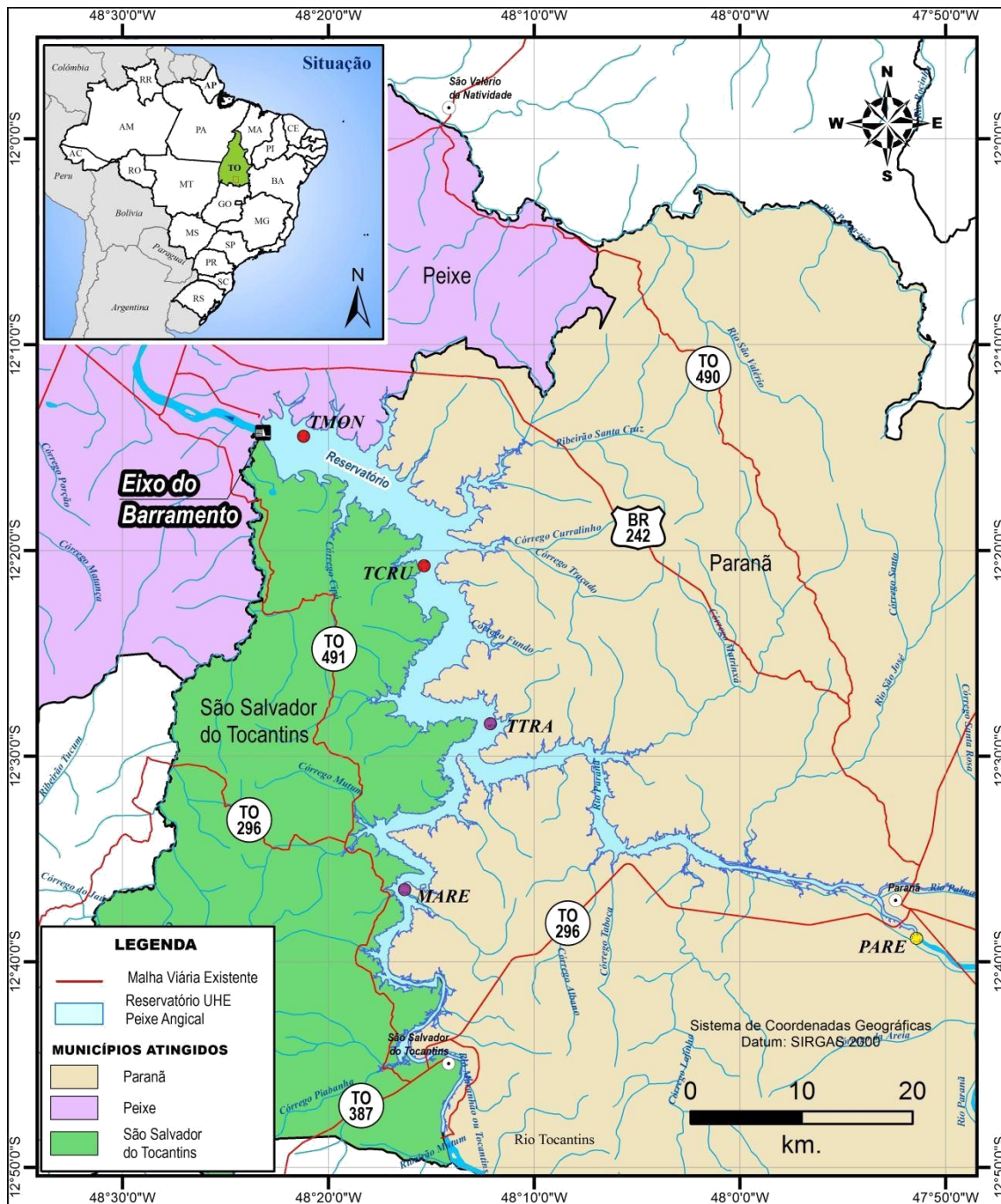


Figura 1. Mapa de localiza o da UHE Peixe Angical e pontos de coleta   montante do eixo de barramento. *Vermelho – Zona Lacustre, Roxo – Zona de Transi o, Amarelo – Zona fluvial.

Tabela 1. Locais de amostragem e zonas do gradiente. Adaptado de Agostinho et al. (2009).

Locais	Código	Zonas	Distância*
Rio Paranaíba – Areia	PARE	Fluvial	74 km
Rio Maranhão – Retiro	MARE	Transição	43 km
Rio Tocantins – Traçadal	TTRA	Transição	33 km
Rio Tocantins – Santa Cruz	TCRU	Lacustre	20 km
Rio Tocantins – Montante	TMON	Lacustre	4 km

* Distância do eixo de barramento.

2.2. Coleta dos peixes

A metodologia para coleta consistiu em baterias de redes de espera compostas por malhas de 2,4 a 16 mm entre nós visando a captura das espécies de diferentes tamanhos. As redes de espera ficaram expostas por um período de 24 h, com revisões às 8:00 h, 16:00 h e 22:00 h. O monitoramento na Fase Rio foi realizado mensalmente entre outubro de 2004 e setembro de 2005, seguido por 4 períodos na Fase Reservatório: (i) entre os meses de outubro de 2006 e setembro de 2007 (primeiro ano do reservatório); (ii) entre fevereiro de 2011 e janeiro de 2012 (5 anos de represamento); (iii) entre fevereiro de 2012 e janeiro de 2013 (6 anos de represamento); e (iv) entre junho de 2013 e maio de 2014 (7 anos de represamento).

Após as coletas, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos com etiquetas para identificação do ponto de coleta, período de captura e método de captura. Em seguida foram enviados para laboratório possibilitando a identificação de cada exemplar, onde também foram obtidas medidas de comprimento total (cm), comprimento padrão (cm), peso (g), determinação do sexo, estágio reprodutivo e coleta dos estômagos para posterior análise de dieta. Os exemplares coletados como testemunho científico foram depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal de Goiás (Campus Samambaia – Goiânia) e Universidade Federal do Tocantins (Campus Porto Nacional).

2.3. Categorização funcional

Baseado nos trabalhos de Hoeninghaus et al. (2007), Villéger et al. (2010), Cunico et al. (2011) e Erós et al. (2015) foi construída uma matriz contendo as espécies registradas durante o levantamento e seus respectivos traços funcionais, levando em consideração sua morfologia, formato do corpo, comportamento reprodutivo, comportamento trófico, uso de hábitat e tipo de natação; totalizando seis traços e 35 classes de traços. Ampla literatura científica foi utilizada para categorizar todas as espécies nesses diversos traços.

Quanto aos atributos morfológicos, as espécies foram agrupadas em seis classes de tamanho (Ltmax): < 10 cm; 10 a 20 cm; 21 a 30 cm; 31 a 40 cm; 41 a 50 cm; > 50 cm e sete formatos de corpo: anguiliforme, alongado, fusiforme/cilíndrico, comprimido dorso-ventral, comprimido dorso-ventral arredondado, comprimido lateral, comprimido lateral arredondado (Pough et al. 2008; Helfman et al. 2009). Quanto ao comportamento reprodutivo, as espécies foram classificadas de acordo com a literatura em: fertilização interna e fertilização externa; desenvolvimento interno e desenvolvimento externo; com cuidado parental e sem cuidado parental; sedentária, migradora de curta distância e migradora de longa distância. Quanto ao uso de hábitat, também de acordo com a literatura, foram classificadas em: associado à estruturas, bentônicas e associado à coluna d'água. Quanto ao tipo de natação, foram classificadas em: anguiliforme, carangiforme, labriforme, rajiforme e gymnotiforme. Por fim, as espécies foram classificadas em grupos tróficos a partir da análise do conteúdo estomacal. Os estômagos dessas espécies coletadas foram encaminhados para laboratório e com o auxílio de lupas estereoscópicas foi possível averiguar os itens presentes e o volume desses itens em cada estômago. O cálculo de porcentagem desse conteúdo foi realizado pela análise do índice alimentar (IAi), baseado na frequência e volume de cada item (Kawakami & Vazzoler 1980); possibilitando classificar as espécies em: algívora, detritívora, herbívora, invertívora e piscívora. A literatura foi utilizada para classificação das espécies em que não foi possível realizar análise dos estômagos (Tabela 2).

Tabela 2. Traços funcionais utilizados para classificação das espécies. Modificado de Cunico et al. (2011).

Traços	Classes	Descrição
Morfologia	1. Ltmax < 10 cm 2. 10 < Ltmax < 20 3. 21 < Ltmax < 30 4. 31 < Ltmax < 40 5. 41 < Ltmax < 50 6. Ltmax > 50	Classes de tamanho
Formato do corpo	1. Anguiliforme 2. Alongado 3. Fusiforme/cilíndrico 4. Comprimido dorso-ventral 5. Comprimido lateral 6. Comprimido dorso-ventral arredondado 7. Comprimido lateral arredondado	Ex: <i>Synbranchus marmoratus</i> Ex: <i>Parapteronotus hasemani</i> Ex: <i>Leporinus affinis</i> Ex: <i>Hypoptopoma gulare</i> Ex: <i>Astyanax microlepis</i> Ex: <i>Potamotrygon orbignyi</i> Ex: <i>Serrasalmus rhombeus</i>
Comportamento	1. Bentônico 2. Associado a estruturas 3. Associado a coluna d'água	Espécies associadas ao fundo do rio Espécies associadas a rochedos, troncos ou vegetação Espécies que exploram a coluna d'água
Tipo de natação	1. Anguiliforme 2. Carangiforme 3. Labriforme 4. Rajiforme 5. Gymnotiforme	Locomoção pela ondulação do tronco e nadadeira caudal Locomoção pela oscilação do tronco e nadadeira caudal Locomoção pela oscilação das nadadeiras médias ou peitorais Locomoção pela ondulação das nadadeiras médias ou peitorais Locomoção principalmente pela ondulação da nadadeira anal

Guilda trófica	1. Algívora	Espécies com IAI maior que 20% em algas.
	2. Detritívora	Espécies com IAI maior que 20% em detritos.
	3. Herbívora	Espécies com IAI maior que 20 % em itens de origem vegetal.
	4. Invertívora	Espécies com IAI maior que 20% em invertebrados.
	5. Piscívora	Espécies com IAI maior que 20% em peixes.
Guilda reprodutiva	1. Fecundação interna	Fecundação do ovócito ocorre dentro da fêmea.
	2. Fecundação externa	Fecundação do ovócito ocorre fora da fêmea.
	3. Desenvolvimento interno	Desenvolvimento do ovócito fecundado e do embrião ocorrem dentro da fêmea.
	4. Desenvolvimento externo	Desenvolvimento do ovócito fecundado e do embrião ocorrem fora da fêmea.
	5. Com cuidado parental	Espécies que apresentam cuidado com a prole (ovos e jovens).
	6. Sem cuidado parental	Espécies que não apresentam cuidado com a prole.
	7. Sedentário	Espécies que não realizam migrações.
	8. Migrador de curta distância	Espécies que realizam migrações abaixo de 100 km.
	9. Migrador de longa distância	Espécies que realizam migrações acima de 100 km.

2.4. Análise dos dados

Duas matrizes foram criadas levando em consideração a caracterização taxonômica (pontos x espécies) e funcional (pontos x traços) da ictiofauna, ambas baseadas no número de indivíduos coletados. As capturas mensais foram combinadas para obter uma caracterização por ano, totalizando os cinco períodos de monitoramento na primeira década do reservatório.

As variáveis taxonômicas testadas foram riqueza (S) e abundância (N), enquanto que as variáveis funcionais foram riqueza (FD) e dispersão funcional (FDis). FD é uma medida responsável por mostrar a variação de perfis funcionais na assembléia, enquanto que FDis mostra como a abundância varia através dessas espécies funcionalmente distintas (Petchey & Gaston, 2002; Laliberté & Legendre, 2010). Calculamos também o *size effect* (SES) para os dois índices funcionais. Valores negativos de SES (abaixo de -1,96) indicam convergência funcional da assembléia, decorrente da seleção de filtros ambientais; por sua vez, valores positivos de SES (acima de 1,96) indicam padrões de complementaridade funcional (Vitorino et al. 2016). Os índices funcionais (FD, FDis, SES_FD e SES_FDis) e análise de ordenação funcional (NMDS) foram calculados a partir do pacote FD disponibilizado por Laliberté & Legendre (2010) utilizando a versão 3.1.3 do software R.

A diferenciação entre os cinco pontos durante os cinco períodos de estudo foi testada por uma ANOVA bifatorial tanto para riqueza taxonômica e abundância; quanto para riqueza (FD) e dispersão funcional (FDis) juntamente com as medidas de *effect size*. Para indicar diferenças entre os níveis dos fatores foi realizado o teste de Tukey, utilizando o software STATISTICA version 7.0 (StatSoft, Inc., 2004).

A variação de composição taxonômica ao longo dos cinco períodos nos diferentes pontos foi verificada através de análises de ordenação (NMDS), utilizando o índice de similaridade Bray-Curtis no programa Past 2.17c (Hammer et al. 2001). A importância numérica das espécies ao longo dos cinco períodos de estudo foi observada através do ranking de abundância das espécies (Whittaker plot). A forma do gráfico de abundância fornece indicações de dominância ou uniformidade, onde parcelas íngremes indicam grupos com alta dominância, enquanto declividades mais rasas indicam maior uniformidade (VSNi, 2017).

3. Resultados

3.1. Estrutura Taxonômica

Durante os cinco períodos de estudo, foram coletados 31.949 indivíduos distribuídos em 209 espécies. Destes, 6.721 de 146 espécies foram registrados na fase Rio (Período 1), 20.769 de 149 espécies foram registrados no primeiro ano do reservatório (Período 2), 2.693 de 89 espécies no período 3, 566 de 59 espécies no período 4 e 1.200 de 67 espécies no período 5. A zona lacustre apresentou maior número de indivíduos e espécies (N=16.922, S=168), seguida pelas zonas de transição (N=11.354, S=157) e fluvial (N=3.673, S=139).

Considerando o gradiente espacial e os períodos de amostragem, a ANOVA bifatorial (Tabela 1) apresentou interação significativa distância*período tanto para riqueza quanto para abundância (Figura 2a e Figura 2b). Tratando-se da riqueza, o teste de Tukey indicou padrão de diferenciação do período 1 e 2, com maiores valores. Para abundância, indicou um padrão de diferenciação único no período 2, que apresentou maiores valores, com tendência de menores valores nos pontos distantes da barragem. Além disso, notam-se maiores valores registrados durante o primeiro período em relação aos períodos 3, 4 e 5, sendo evidente o intenso declínio de riqueza e abundância nesses três últimos períodos de estudo.

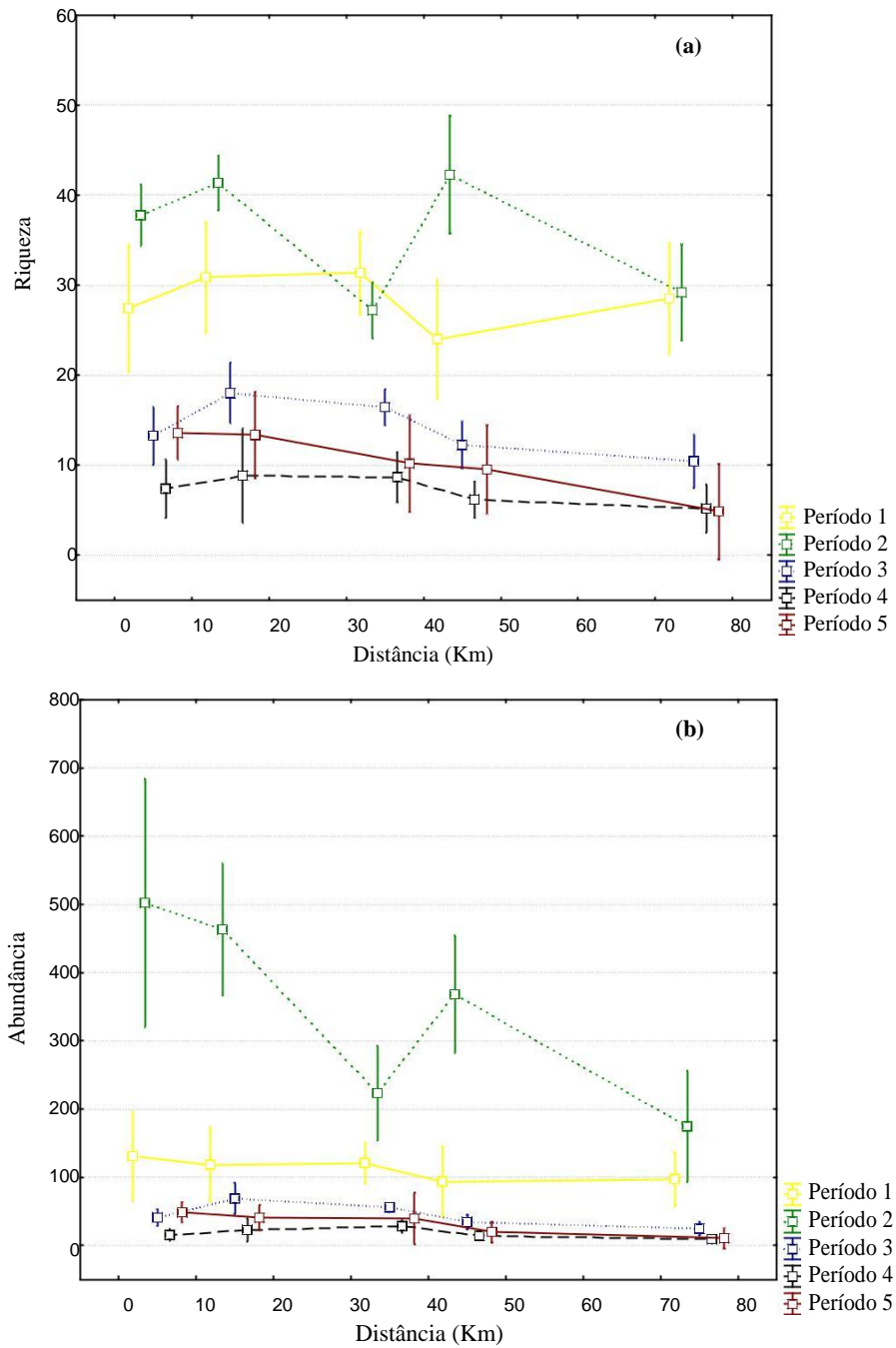


Figura 2. Média e intervalo de confiança da Riqueza (a) e Abundância (b) observadas nos pontos amostrais durante os cinco períodos de estudo na UHE Peixe Angical.

A análise NMDS (stress = 0,1063) apresentou dois gradientes principais de variação (temporal e espacial). O Eixo 1 separou os pontos amostrais de acordo com cada período (Figura 3). O Eixo 2 sumarizou um gradiente espacial entre os locais ao longo do corredor do rio. No período 1 (pré-represamento), os pontos amostrais apresentavam estrutura de fauna similar; após a instalação da barragem, a estrutura da fauna mudou espacialmente e os pontos mostraram composição divergente dentro de cada período, indicando aumento na dissimilaridade espacial. O eixo 2 também segregou os pontos pré e pós-represamento.

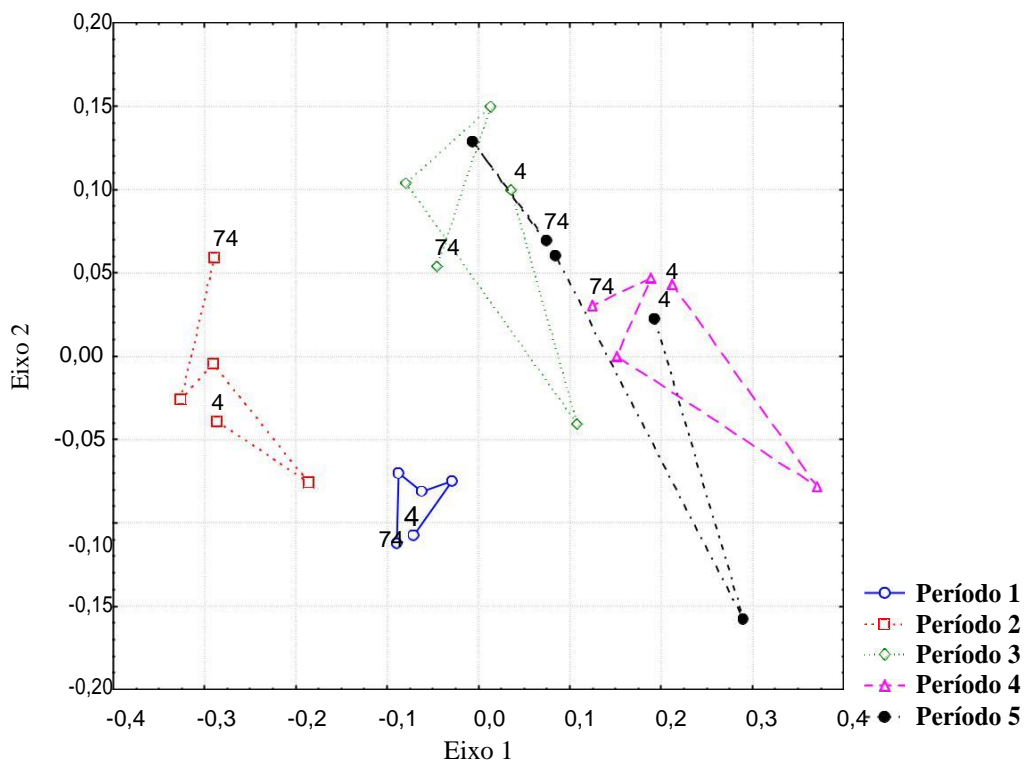


Figura 3. Análise de ordenação (NMDS) para composição taxonômica dos pontos amostrais nos diferentes períodos de estudo na UHE Peixe Angical.

O ranking de abundância das espécies (Whittaker plot) apresenta os padrões de dominância entre as espécies registradas (Figura 4). Nela é possível observar diferentes arranjos de organização da assembléia para cada período de estudo, sendo que durante o período 2 (primeiro ano do reservatório) ocorreram a maior riqueza e maior abundância dentre todos os anos e ainda diversas espécies se destacaram; no entanto, esse padrão não se manteve, sendo possível constatar nos três últimos períodos a dominância de *Serrasalmus rhombeus* (Figura 4 c, d, e).

As espécies de maior ocorrência na fase de pré-enchimento não apresentaram o mesmo padrão para a fase de pós-enchimento, exceto *Hemiodus unimaculatus*, que esteve presente entre as espécies mais abundantes durante todos os períodos (Figura 4). Além desta, *Argonectes robertsi* se destacou nas fases de pós-enchimento (Figura 4 b, c, d, e).

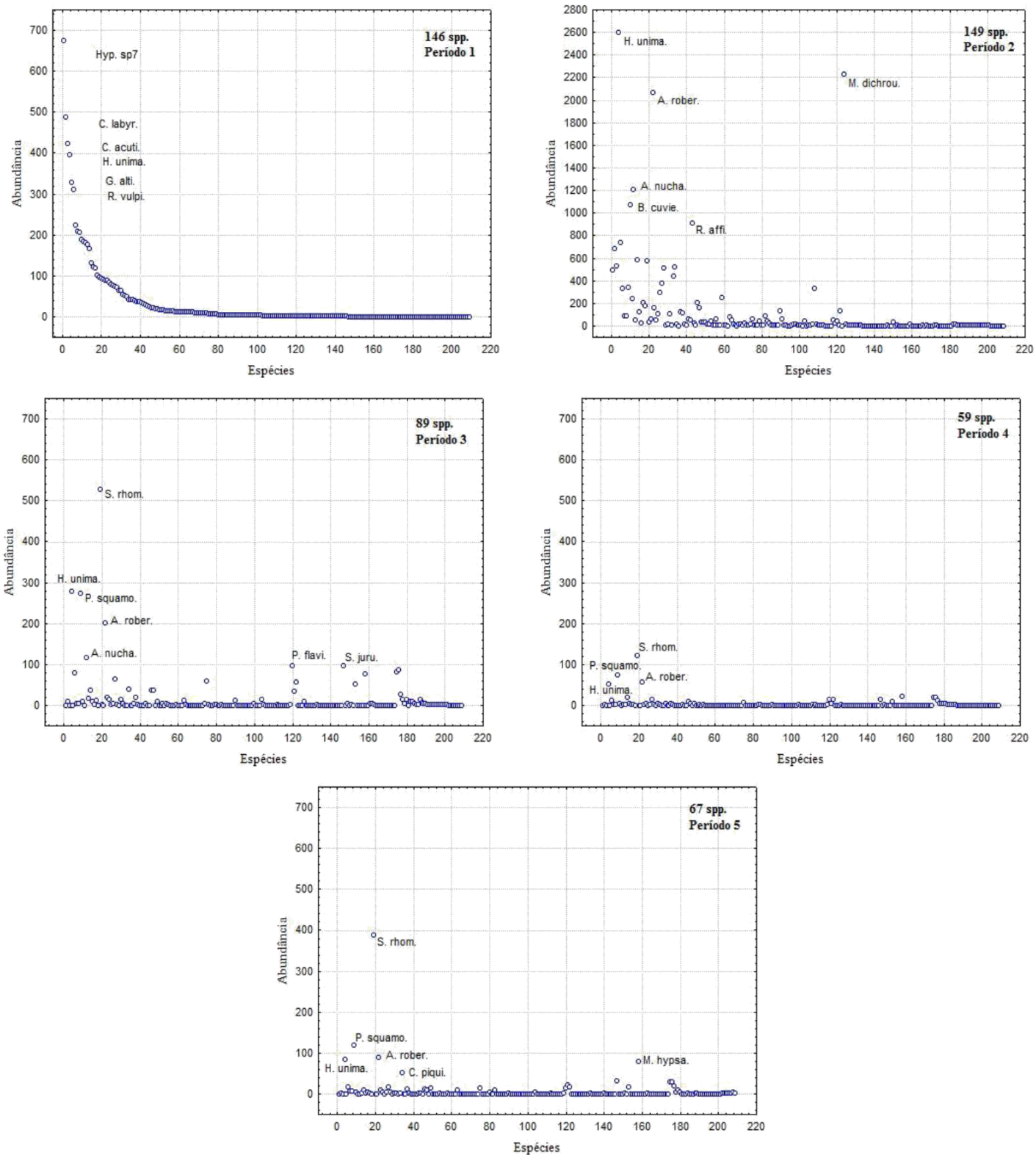


Figura 4. Ranking de abundância das espécies registradas nos cinco períodos de estudo na UHE Peixe Angical.

3.2. Estrutura Funcional

Considerando o gradiente espacial e os períodos de amostragem, a ANOVA bifatorial (Tabela 1) apresentou interação significativa distância*período tanto para riqueza funcional (FD) quanto para dispersão funcional (FDis) (Figura 5a e Figura 5b). O teste de Tukey indicou, tratando-se da riqueza funcional, padrão de diferenciação do período 1 e 2, com maiores valores. Além disso, houve diminuição da riqueza funcional ao longo do tempo, apresentando variação espacial nos três últimos períodos. Por outro lado, para dispersão funcional, não houve um padrão claro de diferenciação espaço-temporal como foi observado para riqueza funcional. Por sua vez, as medidas de *effect size* apresentaram valores entre $-1,96 < SES < 1,96$ (Figura 5c e Figura 5d). Portanto, os valores intermediários encontrados neste estudo indicam que a perda de diversidade funcional se dá por fatores estocásticos.

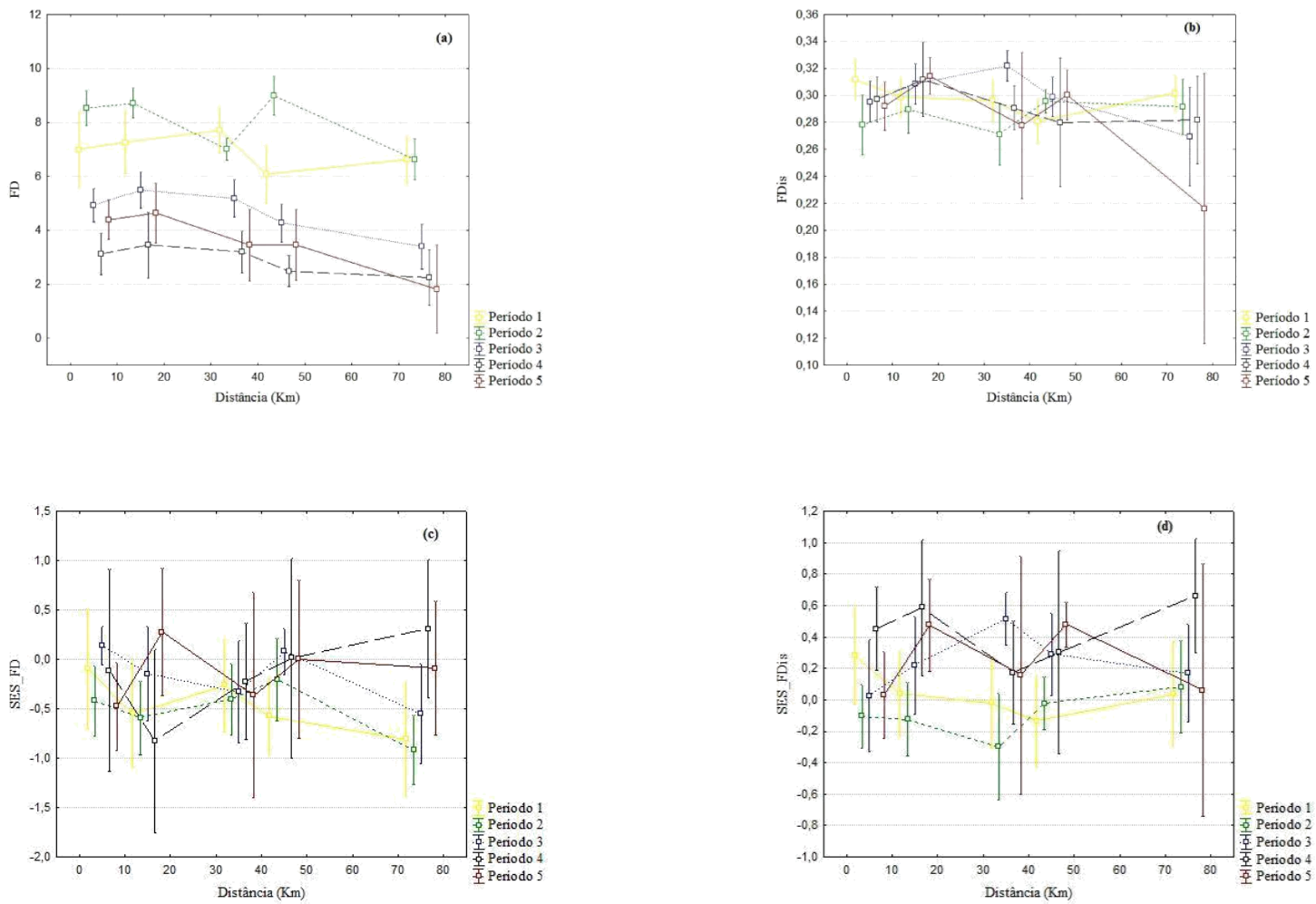


Figura 5. Média e intervalo de confiança da Riqueza funcional (a), Dispersão funcional (b) e das medidas de *effect size* SES_FD (c) e SES_FDIs (c) observadas nos pontos amostrais durante os cinco períodos de estudo na UHE Peixe Angical.

A análise NMDS, considerando a matriz funcional, apresentou separação total entre os três primeiros períodos no eixo 1. Por sua vez, o período 4 e período 5 foram mais semelhantes entre si (Figura. 6). No eixo 2, é possível observar aumento de dissimilaridade espacial ao longo do tempo, com maior evidência nos períodos 4 e 5.

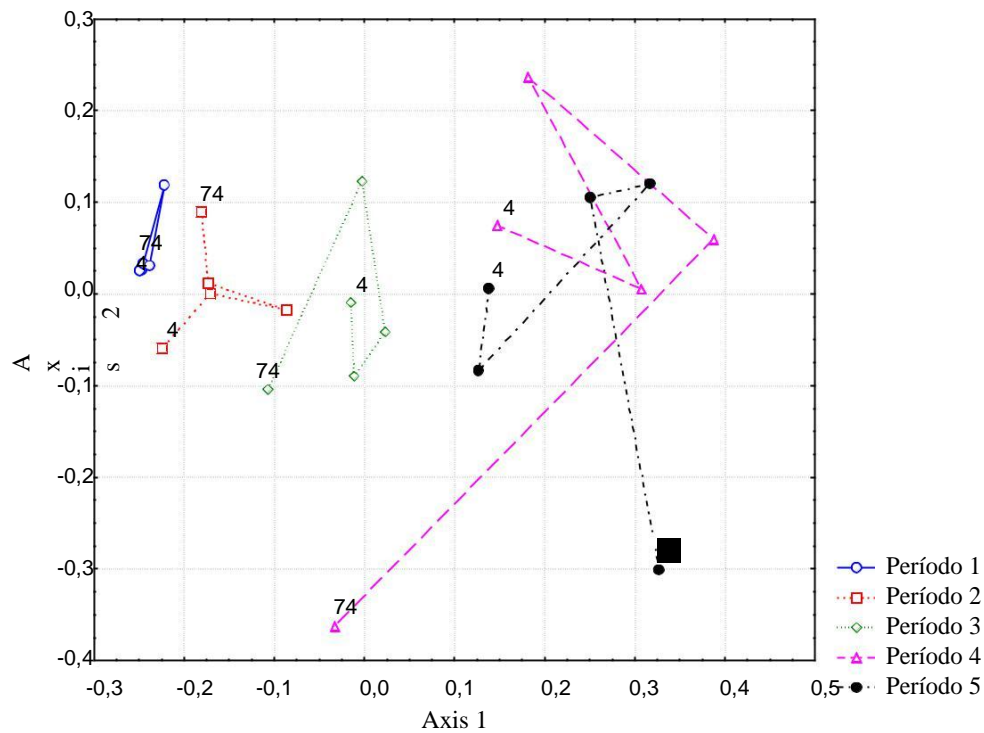


Figura 6. Análise de ordenação (NMDS) para composição funcional dos pontos amostrais nos diferentes períodos de estudo na UHE Peixe Angical.

Tabela 3. Resultados da ANOVA bifatorial para medidas taxonômicas e funcionais da assembléia de peixes na UHE Peixe Angical.

Fatores	GL	F	P
Riqueza			
Distância	4	5,69	0,000220
Período	4	155,80	0,000000
Distância*Período	16	3,24	0,000047
Abundância			
Distância	4	6,09	0,000113
Período	4	106,95	0,000000
Distância*Período	16	4,68	0,000000
Riqueza funcional			
Distância	4	12,32	0,000000
Período	4	135,34	0,000000
Distância*Período	16	2,52	0,001378
Dispersão funcional			
Distância	4	5,79	0,000191
Período	4	2,97	0,020346
Distância*Período	16	3,22	0,000054
SES_FD			
Distância	4	1,16	0,328659
Período	4	3,20	0,013882
Distância*Período	16	1,61	0,067592
SES_FDis			
Distância	4	0,60	0,658812
Período	4	9,31	0,000001
Distância*Período	16	1,76	0,037722

4. DISCUSSÃO

A assembléia de peixes estudada durante a primeira década do reservatório de Peixe Angical apresentou evidentes padrões de reestruturação temporal em termos taxonômicos e funcionais, onde foi possível observar uma intensa diminuição na diversidade de espécies após a criação da barragem. Espacialmente constatou-se, através das análises de ordenação, que esta assembléia apresentou mudanças em sua distribuição antes e após o represamento, portanto também ocorreu reestruturação taxonômica e funcional nas diferentes zonas. Apesar de haverem perdas de perfis funcionais através da perda de espécies, não foi possível constatar uma convergência funcional que é esperada em assembléias impactadas por barragens. Contudo, nossos resultados sugerem que dez anos de reservatório foi suficiente para observarmos fortes padrões de alteração como riqueza taxonômica e riqueza funcional, além da eminente estabilização desses atributos ao longo do tempo.

A riqueza taxonômica e riqueza funcional apresentaram intensa diminuição na primeira década; sendo que, após os seis primeiros anos, correspondente ao quarto período nesse estudo (2012), os resultados sugerem a estabilização desses atributos. Resultados analisados por Agostinho et al. (2007) apontaram que a riqueza média observada em 75 reservatórios brasileiros está muito abaixo dos valores encontrados em rios não represados. Reservatórios recentes apresentam uma riqueza média de 30 espécies, enquanto reservatórios mais antigos apresentam valores ainda mais baixos, com uma riqueza média de 20 espécies. Ao observar as mudanças na composição da ictiofauna ao longo de 20 anos no reservatório de Capivara, Orsi & Britton (2014) apontaram que 27 das 50 espécies nativas coletadas nas amostras iniciais não estavam mais presentes nas amostras finais. Mol et al. (2007) ao estudar a fauna de peixes no reservatório de Brokopondo durante 40 anos de represamento constataram que a ictiofauna registrada em 2005 era semelhante à de 1978, indicando que um equilíbrio estável foi atingido 14 anos depois do fechamento da barragem. Por sua vez, Lenhardt et al. (2009), utilizando o índice de integridade biótica (IBI), constataram que ao longo de 45 anos no reservatório sérvio Medjuvsje, a abundância relativa de espécies tolerantes aumentou, enquanto a de espécies intolerantes às condições criadas pelo reservatório decresceu consideravelmente. Esse declínio na riqueza, que ocorre ao longo dos anos, é um resultado direto do filtro ambiental imposto pelo represamento, responsável por criar um ecossistema que difere em diversos aspectos de um sistema fluvial natural.

Além de ocasionar alteração das condições hidrológicas originais, ocorre a perda de habitats e modificações na dinâmica original de matéria, energia e nutrientes (Pelicice et al. 2009). Destacando-se que esse declínio pode se agravar na presença de outras perturbações, como diminuição na qualidade da água, perda de vegetação ripária e degradação de habitats críticos ao recrutamento (Agostinho et al. 2007). A alteração causada num habitat pela construção de uma barragem é o fator primordial para a perda de diversidade da ictiofauna de água doce. Ocorrem modificações sobre fatores abióticos como qualidade da água e complexidade do habitat estrutural, e fatores bióticos como sucesso reprodutivo e competição com espécies não-nativas (Petesse e Petreire, 2012); onde a maior parte das espécies, anteriormente adaptadas ao sistema lótico, não tem capacidade de se ajustar e com isso uma homogeneização biótica passa a ser observada no sistema. Essa homogeneização das assembléias causa uma perda de complexidade ecológica, que é o principal componente da biodiversidade e da função do ecossistema (Daga et al. 2014). No nosso estudo, com a perda de espécies, ocorreu também a perda de perfis funcionais. Intensa relação entre riqueza taxonômica e riqueza funcional também foi observada por Petchey & Gaston (2002) ao estudarem cinco comunidades naturais. O recente trabalho de Sagouis et al. (2016) utilizando métricas de diversidade taxonômica e funcional para comparar as respostas das comunidades de peixes à estressores em 112 reservatórios franceses, constatou que métricas de diversidade taxonômica não responderam a qualquer estressor, enquanto todas as métricas de diversidade funcional responderam à impactos de espécies não nativas. Ao analisar a homogeneização da ictiofauna após a eliminação da barreira natural causada pela barragem de Itaipu no rio Paraná, Vitule et al. (2011), concluíram que o efeito da eliminação da barreira e de mecanismos de introdução dos peixes ocasionou homogeneização taxonômica e funcional, estando a homogeneização funcional relacionada aos siluriformes de grande porte. Neste estudo, portanto, vimos que tanto a riqueza taxonômica quanto a riqueza funcional responderam de maneira análoga aos filtros ambientais causados pela construção da barragem.

A abundância da assembléia sofreu um acréscimo significativo durante o primeiro ano do reservatório, porém esse resultado não se manteve e, após o sexto ano de represamento (2012, quarto período), foi possível notar a provável estabilização desse atributo em níveis baixos. Logo após o enchimento, o reservatório passa pelo processo chamado *trophic upsurge period*, onde devido à incorporação de habitats circundantes

ocorre o maior aporte de nutrientes e aumento da produção primária (Agostinho et al. 2007, Agostinho et al. 2008), ocasionando um aumento na capacidade produtiva do sistema como um todo (Petrere Jr. 1996, Pelicice et al. 2009). Contudo, esse incremento ocorre somente nos primeiros anos de represamento, pois ao longo do tempo a disponibilidade de nutrientes dentro do reservatório diminui, ocasionando uma redução na abundância de peixes decorrente da menor disponibilidade de alimentos e de condições inapropriadas para reprodução (Agostinho et al. 2009). Alterações na capacidade suporte ocorrem por todo o ambiente, tornando o sucesso na colonização dependente da existência de espécies pré-adaptadas às condições criadas pelo represamento (Agostinho et al. 2008). As espécies que possuem maior flexibilidade comportamental, como é o caso das espécies sedentárias, conseguem se estabelecer; contudo, espécies com comportamento mais especializado, como as migradoras de longa distância, têm seus números drasticamente reduzidos ou correm, até mesmo, risco de extinção (Neuberger et al. 2009). Desse modo, os filtros ambientais gerados pelo reservatório que causam variações no hábitat, na disponibilidade de alimentos, nos locais de reprodução e na qualidade da água (Agostinho et al. 1997, Shakir et al. 2014) impossibilitam que toda a assembléia consiga prosperar, e somente algumas espécies mantêm populações frente à novas condições estabelecidas pelo reservatório. Essa seleção de espécies ficou evidente neste estudo através do notório declínio da riqueza e abundância ao longo dos anos na área represada.

Através do resultado obtido pela análise de ordenação taxonômica (NMDS), também foi possível observar diferentes padrões temporais, com uma estrutura de fauna divergente entre os períodos de pré e pós-enchimento. Destaca-se a maior similaridade das amostras após cinco anos de represamento (2011 a 2014; períodos 3, 4 e 5), o que ressalta a estabilização que foi observada nos 10 primeiros anos de reservatório. Essas alterações são corroboradas pela intensa modificação na equitabilidade das espécies registradas antes e após a implantação do reservatório. Espécies registradas na fase Rio com maiores abundâncias praticamente desaparecem após a criação da barragem, como *Hypostomus* sp7, *Caenotropus labyrinthicus*, *Curimata acutirostris*, *Geophagus altifrons* e *Rhaphiodon vulpinus*. Esta última merece destaque, pois trata-se de uma espécie migradora de longa distância que apresentou 94,5% de redução na sua abundância após sete anos de represamento (2013, quinto período). Apenas *Hemiodus unimaculatus* esteve presente em todos os períodos, enquanto *Argonectes robertsi* e

Serrasalmus rhombeus se destacam após o represamento. *Serrasalmus rhombeus*, assim como as outras espécies do gênero, é territorialista, não apresenta exigências em relação à construção de ninhos para reprodução e apresenta plasticidade alimentar variando de piscivoria à carnivoria (Lowe McConnel, 1999; Santos et al. 2004), itens abundantes em reservatórios; essas variáveis podem contribuir com a dominância dessa espécie nos três últimos períodos de estudo. Resultado semelhante foi registrado por Santos (1995) sobre os impactos da Hidrelétrica Samuel na ictiofauna do rio Jamari, onde *Serrasalmus rhombeus* e *Hemiodus unimaculatus* apresentaram-se como espécies de elevada frequência de ocorrência na fase de pós-enchimento. As espécies pertencentes à família Hemiodontidae (*Argonectes* spp. e *Hemiodus* spp.) apresentam ajustes comportamentais, principalmente em relação à dieta, frente a modificações ambientais, podendo explicar o relativo sucesso dessas espécies em ambientes represados (Silva et al. 2008). No entanto, ao avaliar padrões na alocação de energia em três espécies dessa mesma família, antes e após a formação do reservatório de Lajeado, Medeiros et al. (2014) relataram uma intensa redução na atividade reprodutiva desses indivíduos, enquanto ocorreu aumento na massa corporal das espécies; concluindo que o represamento alterou o processo de alocação de energia, podendo causar efeitos negativos na permanência dessas espécies em Lajeado. Ao apresentar novo arranjo estrutural após a construção do reservatório de Peixe Angical com fortes indícios de estabilização após seis anos de represamento, nosso trabalho expõe resultados análogos a outros estudos realizados na bacia do rio Tocantins, como de Araújo et al. (2013) que apresentaram mudanças na abundância de espécies em todos os sítios afetados pela UHE Lajeado; e de Lima et al. (2015) que observaram mudanças importantes nas coleções de peixes visíveis em um curto período de cinco anos após a construção da UHE Peixe Angical. Evidenciando assim a importância de estudos voltados para rios que sofrem impactos gerados por uma cascata de reservatórios.

Especialmente, através das análises de ordenação (NMDS), foi possível notar diferentes padrões de distribuição das espécies tanto para a estrutura taxonômica quanto para a estrutura funcional da assembléia. Ambas apresentaram uma fauna similar com traços semelhantes entre os pontos amostrais na fase de pré-enchimento, porém após o represamento estes pontos apresentaram composição divergente, indicando a formação de um gradiente biótico longitudinal. Ao observarmos os resultados de riqueza taxonômica, abundância e riqueza funcional, percebemos que após cinco anos de

represamento (2011 a 2014, períodos 3, 4 e 5), os pontos mais distantes da barragem apresentaram menores valores; indicando que estes locais não estão proporcionando condições favoráveis, similares ao estado lótico, que possibilitaria maior diversidade de espécies. Esse padrão é contrário à colocação de Agostinho et al. (1999) sobre a zona fluvial ter com regularidade a maior diversidade por abranger as espécies típicas de ambientes lóticos. Contrário também aos demais estudos como de Oliveira et al. (2004) que registraram menor riqueza e maior homogeneidade na zona lacustre do reservatório de Itaipu durante dois anos de levantamento, e como de Santos et al. (2010), que registraram maior diversidade na zona de transição com dados coletados ao longo de 11 anos também no reservatório de Itaipu, ressaltando que esta zona trata-se de uma transição que permite a coexistência de espécies de ambiente fluvial e ambiente lêntico. No nosso estudo os pontos mais distantes da barragem foram MARE e PARE; as condições físicas do ponto PARE (74 km da barragem), que possui diversos pedrais e corredeiras muito fortes, podem ter tido influência negativa no sucesso dos aparelhos de pesca ocasionando uma baixa diversidade nessa região. Por sua vez, o ponto MARE (43 km da barragem) talvez esteja recebendo influência da UHE São Salvador, pois está localizado logo à jusante da mesma, podendo ter sido afetado pelo efeito cascata de reservatórios (Takeda et al. 2005, Nogueira et al. 2005), onde o fluxo é severamente controlado (Okada et al. 2005; Petesse et al. 2014). Segundo Agostinho et al. (2008) mesmo que os estudos sejam mais focados pelo impactos causados em locais a montante de reservatórios, deve-se levar em consideração que os impactos a jusante são tanto quanto ou mais prejudiciais à fauna de peixes. Uma série de efeitos nocivos pode ser causada, tais como perda de estímulo à migração, diminuição da taxa de sobrevivência de ovos e juvenis e redução nos recursos alimentares (Shakir et al. 2014). Portanto, assim como observado temporalmente, nossos resultados sugerem que a assembléia de peixes apresentou indícios de estabilização espacial após os seis primeiros anos de represamento (2012, quarto período).

Os resultados na NMDS funcional também sugerem estabilização espaço-temporal após seis anos de represamento. O mesmo pode ser visto com os resultados da dispersão funcional (FDis), que apesar de não ter acompanhado o padrão conspícuo da riqueza taxonômica, abundância e riqueza funcional (FD), também apresentou variação espaço-temporal de acordo com a ANOVA bifatorial. A dispersão demonstra como a abundância é distribuída dentro do espaço funcional (Laliberté & Legendre, 2010); onde

os resultados obtidos indicam que não houve uma mudança evidente nos padrões de divergência funcional. Em oposição, ao analisarem a distribuição dos traços funcionais da assembléia de Chironomidae em quatro riachos situados na região de São Paulo que são interrompidos por pequenos reservatórios, Saulino et al. (2016) observaram que a diversidade funcional de chironomídeos é limitada pelo tamanho dos corpos de água formados pelo represamento que resultou na diminuição dos traços de composição (FRic e FDis). As medidas de *effect size* (SES_FD e SES_FDis), que são frequentemente utilizadas para investigar a atuação de filtros ambientais sobre as assembléias, onde os seus resultados demonstram a diversidade funcional sem influência da riqueza de espécies (Mason et al. 2013), apresentaram valores intermediários ($-1,96 < SES < 1,96$), indicando que a perda de diversidade funcional se dá por fatores estocásticos. Portanto com a perda de espécies, ocorre a perda de perfis funcionais, porém não há seleção de traços específicos; ou seja, não há indício de convergência funcional. Contudo, ainda assim, vale ressaltar que houve alterações na riqueza e composição de espécies conforme observado pela análise de ordenação (NMDS) e riqueza funcional (FD), ressaltando que pode ter havido perda de traços, porém sem um padrão específico. As espécies mais afetadas pelo represamento são aquelas conhecidas como migradoras de longa distância que necessitam de diversos tipos de habitats para completar seu ciclo de vida. Em determinadas condições inadequadas, como aquelas criadas por reservatórios, as populações dessas espécies podem entrar em colapso ou até mesmo desaparecer daquele ambiente impactado (Agostinho et al. 2008). A perda dessas espécies implicaria em perdas de perfis funcionais específicos e contribuiria para evidenciar convergência funcional. Um total de 27 espécies migradoras de longa distância foi registrado, sendo que na fase Rio ocorreu uma abundância de 1.236 indivíduos distribuídos em 23 espécies, enquanto que após sete anos de represamento (2013, quinto período) ocorreu uma abundância de apenas 156 indivíduos distribuídos em 12 espécies. Como os resultados de *effect size* não apontaram evidências de filtros ambientais atuando sobre a estrutura funcional da assembléia, os baixos valores podem estar ligados à seletividade dos métodos de amostragem ou conforme previsto por Antônio et al. (2007) estas espécies foram capazes de localizar rotas alternativas de migração deslocando-se para os principais tributários.

Em conclusão, conforme previsto por Agostinho et al. (2009) ao analisar a diversidade de peixes na fase Rio e um ano após a formação do reservatório de Peixe

Angical, nossos resultados indicaram intensa diminuição da biodiversidade como consequência dos distúrbios causados pela formação da barragem. Como foi observada uma diminuição na taxa de mudança durante os dois últimos períodos (2012 e 2013, seis e sete anos de represamento), espera-se que ocorra estabilização na estrutura da ictiofauna nos próximos anos, caso não haja perturbações adicionais sobre o reservatório. Pois mesmo após a estabilização biótica ser alcançada, a fauna pode ainda passar por grandes modificações decorrentes de impactos recebidos pelo corpo d'água como, por exemplo, variações na vazão da barragem, uso da terra circundante e proliferação de espécies exóticas, entre outros (Agostinho et al. 2007). Como o reservatório de Peixe Angical está sujeito a estes fatores, destacamos aqui a importância de estudos futuros voltados para compreensão de alterações taxonômicas e funcionais decorrentes de barragens instaladas no rio Tocantins, possibilitando verificar alterações futuras na homogeneidade ambiental registrada até o momento, com consequentes mudanças adicionais sobre a fauna local.

5. REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (1997). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem, Maringá.

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. In: Tundisi, J. G. & Straskraba, M. eds. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos, International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p.227-265.

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. (2007). Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem.

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. Braz. J. Biol., 68(4, Suppl.): 1119-1132.

Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., Marques, E. E. (Org.) (2009). Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos: RiMa Editora.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., Pelicice, F. M. (2015). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. Fish. Res. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>.

Antonio, R. R., Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Bailly, D., Okada, E. K., Dias, J. H. P. (2007). Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? Neotropical Ichthyology, 5(2):177-184.

Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., Pelicice, F. M. (2013). Changes in distance decay relationships after regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. Ecology of Freshwater Fish, 22: 543–552.

Booth, B. D., Swanton, C. J. (2002). Assembly theory applied to weed communities. *Weed Science*, 50:2–13.

Bello, F., Lavorel, S., Lavergne, S., Albert, C. H., Boulangeat, I., Mazel, F., Thuiller, W. (2013). Hierarchical effects of environmental filters on the functional structure of plant communities: a case study in the French Alps. *Ecography* 36: 393-402.

Cadotte, M. W., Carscadden, K., Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1079–1087.

Cunico, A. M., David Allan, J., Agostinho, A. A. (2011). Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecol. Indicat.*, doi:10.1016/j.ecolind.2011.02.009.

Daga, V. S., Skóra, F., Padial, A. A., Abilhoa, V., Gubiani, E. 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* DOI 10.1007/s10750-014-2032-0.

Erós, T., Takács, P., Czeglédi, I., Sály, P., Specziár, A. (2015). Taxonomic- and trait-based recolonization dynamics of a riverine fish assemblage following a large-scale human-mediated disturbance: the red mud disaster in Hungary. *Hydrobiologia*, 758:31–45.

Freitas, J. R., Cianciaruso, M. V., Batalha, M. A. (2012). Functional diversity, soil features and community functioning: a test in a cerrado site. *Braz. J. Biol.*, vol. 72, no. 3, p. 463-470.

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

Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., Birnbaum, J. S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography (J. Biogeogr.)* 34, 324–338.

Helfman, G. S., Collette, B. B., Facey, D. E., Bowen, B. W. (2009). *The diversity of fishes: Biology, Evolution and Ecology*. Ed. Wiley-Blackwell, 2ª edição. Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes.

Kraf, N. J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C, Fuller, S., Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29, 592–599.

Lamouroux, N., Leroy Poff, N., Angermeier, P. L. (2002). Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83(7), pp. 1792–1807.

Laliberté, E & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), pp. 299–305.

Lenhardt, M., Markovic, G., Gacic, Z. (2009). Decline in the Index of Biotic Integrity of the Fish Assemblage as a Response to Reservoir Aging. *Water Resour Manage* 23:1713–1723.

Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584 p.

Logez, M., Bady, P., Melcher, A., Pont, D. (2013). A continental-scale analysis of fish assemblage functional structure in European rivers. *Ecography* 36: 080–091.

Liu, F., Wang, J., Cao, W. Long-term changes in fish assemblage following the impoundments of the Three Gorges Reservoir in Hejiang, a protected reach of the upper Yangtze River. (2013). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2012) 407, 06. ONEMA, 2013.

Lima, A. C., Agostinho, C. S., Sayanda, D., Pelicice, F. M., Soares, A. V. M., Monaghan, K. A. (2015). The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-015-2377-z.

Mason, N. W. H., Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., Dray, S. (2013). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24, 794–806.

Medeiros, E. R., Pelicice, F. M., Agostinho, C. S., Marques, E. E. (2014). Short-term changes in energy allocation by Hemiodontidae fish after the construction of a large reservoir (Lajeado Dam, Tocantins River). *Neotropical Ichthyology*, 12(3): 649-658.

Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J. A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 443 – 456.

Mol, J. H., Mérona, B., Ouboter, P. E., Sahdew, S. (2007). The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology*, 5(3):351-368.

Mouillot, D., Graham, N. A. A., Villéger, S., Mason, W. H. N., Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 28, No. 3.

Neuberger, A. L., Marques, E. E., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M. (2009). Variações espaciais na atividade reprodutiva de peixes na área de influência do reservatório de Peixe Angical. In: Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., Marques, E. E. (Org.) *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. São Carlos: RiMa Editora.

Nogueira, M. G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Org.). (2005). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: RiMa, cap. 2, p. 23- 56.

Oliveira, E. F., Goulart, E., Minte-Vera, C. V. (2004). Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 64(3A): 447-458.

Okada, E. K., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (2005). Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 714–724.

Orsi, M. L & Britton, J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*.

Petrere Jr., M. (1996). Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2: 111-133.

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

Pelicice, F. M., Akama, A., Oliveira, R. J., Silva, D. S. (2009). Padrões espaciais e temporais na distribuição da ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. In: Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., Marques, E. E. (Org.) *Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. São Carlos: RiMa Editora.

Pettesse, M. L. & Petrere, J. M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tiete river basin, Brazil. *Ecological Engineering* 48: 109–116.

Pettesse, M. L., Petrere Jr. M . P., Agostinho, A. A. (2014). Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering* 69 139–150.

Pough, F. H., Janis, C. M., Heiser, J. B. (2008). *A vida dos vertebrados*. 4. Ed. São Paulo: Atheneu.

R Development Core Team. (2006). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Áustria. <http://www.R-project.org>.

Santos, G. M. (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., Juras, A. A., Jégu, M. (2004). Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Brasília, Eletronorte.

Santos, A. B. I., Terra, B. F., Araújo, F. G. (2010). Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, 27 (5): 732–740.

Sagouis, A., Jabot, F., Argillier, C. (2016). Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecology of Freshwater Fish*; 1–15.

Saulino, H. H., Leite-Rossi, L. A., Trivinho-Strixino, S. (2016). The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-016-3013-2.

Silva, C. C., Ferreira, E. J. G., Deus, C. P. (2008). Dieta de cinco espécies de Hemiodontidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Balbina, rio Uatumã, Amazonas, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 98(4):464-468.

Silva, D. M., Batalha, M. A., Cianciaruso, M. V. (2013). Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savana. *Acta Botanica Brasilica* 27(3): 490-497.

Shakir, H. A., Shakeel, S., Malik, J., Idrees, J., Akram, S., Qazi, J. I. (2014). Impacts of dams on fish populations and potential mitigative measures: a review. *Punjab Univ. J. Zool.*, Vol. 29 (2), pp. 97-111.

STATSOFT, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.

Takeda, A. M., C. M. M. Butakka, D. S. Fugita, R. H. Fugita & J. P. R. Bibian. (2005). Larvas de Chironomidae em cascata de reservatórios no rio Iguaçu (PR). Pp. 147-159. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Org.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, RiMa, 321p.

Teixeira, I & Bennemann, S. T. (2007). Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica* v7 (n2).

Teresa, F. B. & Casatti, L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 21, no. 3, p. 433-442.

Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), pp. 1512–1522.

Vitule, J. R. S., Skóra, F., Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) 18, 111–120.

Vitorino Júnior, O. B., Agostinho, C.S., Pelicice, F.M. (2016). Ecology of *Mylesinus paucisquamatus* Jégu & Santos, 1988, an endangered fish species from the rio Tocantins basin. *Neotropical Ichthyology*, 14(2): e150124.

VSN International. (2017). Acessado em: 02 de fevereiro de 2017. Disponível em: <<https://www.vsni.co.uk/products/genstat/htmlhelp/ecology/AbundancePlot.htm>>

Apêndice A Espécies de peixes registradas na área de influência da barragem de Peixe Angical, rio Tocantins.

CHONDRICHTHYES	<i>Astyanax cf. goyacensis</i> Eigenmann, 1908
MYLIOBATIFORMES	<i>Chalceus epakros</i> Zanata & Toledo-Piza, 2004
POTAMOTRYGONIDAE	<i>Charax leticiae</i> Lucena, 1987
<i>Paratrygon aiereba</i> (Müller & Henle, 1841)	<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope, 1870)
RAJIFORMES	<i>Cynopotamus tocantinenses</i> Menezes, 1987
POTAMOTRYGONIDAE	<i>Exodon paradoxos</i> Müller & Troschel, 1844
<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)
<i>Potamotrygon</i> sp.B	<i>Jupiaba elassonaktis</i> Pereira & Lucinda, 2007
<i>Potamotrygon</i> sp.C	<i>Moenkhausia dichroura</i> (Kner, 1858)
<i>Potamotrygon</i> sp.E	<i>Moenkhausia loweae</i> Géry, 1992
<i>Potamotrygon</i> sp.F	<i>Moenkhausia</i> sp.B
<i>Potamotrygon</i> sp.G	<i>Moenkhausia</i> sp.D
OSTARIOPHYSI	<i>Moenkhausia tergimacula</i> Lucena & Lucena, 1999
BELONIFORMES	<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)
BELONIDAE	<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816
<i>Pseudotylosurus micros</i> (Günther, 1866)	<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829
CHARACIFORMES	<i>Tetragonopterus</i> sp.A
ACESTRORHYNCHIDAE	CHILODONTIDAE
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)
ANOSTOMIDAE	CTENOLUCIIDAE
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz, 1829)
<i>Laemolyta fernandesi</i> Myers, 1950	CURIMATIDAE
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Curimata acutirostris</i> Vari & Reis, 1995
<i>Leporinus affinis</i> Günther, 1864	<i>Curimata cyprinoides</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Leporinus desmotes</i> Fowler, 1914	<i>Curimata inornata</i> Vari, 1989
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	<i>Curimatella immaculata</i> (Fernández-Yépez, 1948)
<i>Leporinus pachycheilus</i> Britski, 1976	<i>Cyphocharax festivus</i> Vari, 1992
<i>Leporinus</i> sp.1	<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
<i>Leporinus</i> sp.2	<i>Cyphocharax spilurus</i> (Günther, 1864)
<i>Leporinus</i> sp.3	<i>Psectrogaster amazônica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889
<i>Leporinus</i> sp.4	<i>Steindachnerina amazônica</i> (Steindachner, 1911)
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	<i>Steindachnerina gracilis</i> Vari & Williams Vari, 1989
<i>Leporinus tigrinus</i> Borodin, 1929	<i>Steindachnerina</i> sp.A
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	CYNODONTIDAE
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Cynodon gibbus</i> (Agassiz, 1829)
BRYCONIDAE	<i>Hydrolycus armatus</i> (Jardine, 1841)
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	<i>Hydrolycus tatauaia</i> Toledo-Piza, Menezes & Santos,
<i>Brycon gouldingi</i> Lima, 2004	<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845	ERYTHRINIDAE
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro, 1908
CHARACIDAE	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)
<i>Acestrocephalus</i> sp.	GASTEROPELECIDAE

<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	<i>Tometes</i> sp.
HEMIODONTIDAE	TRIPORTHEIDAE
<i>Argonectes robertsi</i> Langeani, 1999	<i>Agoniates halecinus</i> Müller & Troschel, 1845
<i>Bivibranchia fowleri</i> (Steindachner, 1908)	<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872
<i>Bivibranchia velox</i> (Eigenmann & Myers, 1927)	<i>Triportheus trifurcatus</i> (Castelnau, 1855)
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	CLUPEIFORMES
<i>Hemiodus ternetzi</i> Myers, 1927	ENGRAULIDAE
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	<i>Anchoviella carrikeri</i> Fowler, 1940
IGUANODECTIDAE	<i>Anchoviella jamesi</i> (Jordan & Seale, 1926)
<i>Bryconops</i> cf. <i>alburnoides</i> Kner, 1858	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)
<i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	PRISTIGASTERIDAE
<i>Bryconops</i> sp.A	<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)
<i>Bryconops</i> sp.D	<i>Pristigaster cayana</i> Cuvier, 1829
PROCHILODONTIDAE	GYMNOTIFORMES
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	APTERONOTIDAE
<i>Semaprochilodus brama</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Porotergus</i> sp.B
SERRASALMIDAE	<i>Sternacorhamphus muelleri</i> (Steindachner, 1881)
<i>Acnodon normani</i> Gosline, 1951	GYMNOTIDAE
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	RHAMPHICHTHYIDAE
<i>Metynnis</i> sp.B	<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> Jégu & Santos, 1988	<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Myleus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)	STERNOPYGIDAE
<i>Myleus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844)	<i>Archolaemus blax</i> Korringa, 1970
<i>Myleus setiger</i> Müller & Troschel, 1844	<i>Eigenmannia</i> cf. <i>macrops</i> (Boulenger, 1897)
<i>Myleus</i> sp.	<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i> López & Castello, 1966
<i>Myleus</i> sp.A	<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)
<i>Myleus</i> sp.B	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)
<i>Myleus</i> sp.C	PERCIFORMES
<i>Myleus</i> sp.D	CICHLIDAE
<i>Myleus</i> sp.E	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006
<i>Myleus torquatus</i> (Kner, 1858)	<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)	<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821
<i>Mylossoma duriventris</i> (Cuvier, 1818)	<i>Cichlasoma araguaiense</i> Kullander, 1983
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	<i>Crenicichla adspersa</i> Heckel, 1840
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	<i>Crenicichla caetana</i> Steindachner, 1911
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840
<i>Serrasalmus</i> cf. <i>elongatus</i> Kner, 1858	<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	<i>Crenicichla marmorata</i> Pellegrin, 1904
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Crenicichla saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Serrasalmus</i> sp.	<i>Crenicichla</i> sp.
<i>Serrasalmus</i> sp.A	<i>Crenicichla strigata</i> Günther, 1862

<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840	<i>Hypoptopoma</i> sp.
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	<i>Hypostomus ericae</i> Hollanda Carvalho & Weber, 2005
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Retroculus</i> sp.	<i>Hypostomus</i> sp.1
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	<i>Hypostomus</i> sp.11
SCIAENIDAE	<i>Hypostomus</i> sp.2
<i>Pachypops fourcroi</i> (Lacepède, 1802)	<i>Hypostomus</i> sp.5
<i>Pachyurus junki</i> Soares & Casatti, 2000	<i>Hypostomus</i> sp.6
<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983	<i>Hypostomus</i> sp.7
<i>Petilipinnis grunniens</i> (Jardine & Schomburgk, 1843)	<i>Hypostomus</i> sp.8
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	<i>Hypostomus</i> sp.9
SILURIFORMES	<i>Leporacanthicus galáxias</i> Isbrücker & Nijssen, 1989
AUCHENIPTERIDAE	<i>Limatulichthys griseus</i> (Eigenmann, 1909) <i>Loricaria</i>
<i>Ageneiosus brevis</i> Steindachner, 1881	<i>cataphracta</i> Linnaeus, 1758
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Loricaria</i> sp.
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	<i>Loricariichthys nudirostris</i> (Kner, 1853)
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	<i>Loricariichthys</i> sp.B
<i>Centromochlus schultzi</i> Rössel, 1962	<i>Panaque nigrolineatus</i> (Peters, 1877)
<i>Tatia</i> sp.A	<i>Panaque pariolispos</i> Isbrücker & Nijssen, 1989
<i>Tatia</i> sp.C	<i>Peckoltia vittata</i> (Steindachner, 1881)
<i>Tocantinsia piresi</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	<i>Pseudacanthicus serratus</i> (Valenciennes, 1840)
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Spatuloricaria</i> sp.
DORADIDAE	<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)
<i>Hassar wilderi</i> Kindle, 1895	<i>Squaliforma horrida</i> (Kner, 1854)
<i>Megalodoras uranoscopus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	<i>Sturisoma rostratum</i> (Spix & Agassiz, 1829)
<i>Nemadoras cf. leporhinus</i> (Eigenmann, 1912)	PIMELODIDAE
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)
<i>Platydoras costatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Megalonema cf. platycephalum</i> Eigenmann, 1912
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)
HEPTAPTERIDAE	<i>Pimelodina flavipinnis</i> Steindachner, 1876
<i>Pimelodella cristata</i> (Müller & Troschel, 1849)	<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840
<i>Pimelodella</i> sp.	<i>Pimelodus ornatos</i> Kner, 1858
LORICARIIDAE	<i>Pimelodus</i> sp.D
<i>Ancistrus</i> sp.4	<i>Pimelodus tetramerus</i> Ribeiro & Lucena, 2006
<i>Baryancistrus longipinnis</i> (Kindle, 1895)	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)
<i>Baryancistrus niveatus</i> (Castelnau, 1855)	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Glyptoperichthys joselimaianus</i> Weber, 1991	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)
<i>Harttia punctata</i> Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001	<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)
<i>Hemiancistrus micrommatos</i> Cardoso & Lucinda, 2003	TETRAODONTIFORMES
<i>Hemiancistrus spilomma</i> Cardoso & Lucinda, 2003	TETRAODONTIDAE
<i>Hemiancistrus spinosissimus</i> Cardoso & Lucinda, 2003	<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)
