



Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Urutaí
Programa de Pós-Graduação em Conservação de
Recursos Naturais do Cerrado

Efeitos imediatos na composição taxonômica e funcional de peixes em decorrência da instalação de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's)

Leonardo Brito de Oliveira

Orientador(a): Prof. Dr. André Luis da Silva Castro

Urutaí, maio de 2019



Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano

Reitor

Prof. Dr. Vicente Pereira Almeida

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação e Inovação

Prof. Dr. Fabiano Guimarães Silva

Campus Urutaí

Diretor Geral

Prof. Dr. Gilson Dourado da Silva

Diretor de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação

Prof. Dr. André Luis da Silva Castro

Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado

Coordenador

Prof. Dr. Ivandilson Pessoa Pinto de Menezes

Urutaí, maio de 2019

LEONARDO BRITO DE OLIVEIRA

**EFEITOS IMEDIATOS NA COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DE PEIXES EM DECORRÊNCIA DA INSTALAÇÃO
DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS (PCH'S)**

Orientador(a)

Prof. Dr. André Luis da Silva Castro

Dissertação apresentada ao Instituto Federal Goiano –
Campus Urutaí, como parte das exigências do Programa
de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais
do Cerrado para obtenção do título de Mestre.

Urutaí (GO)
2019

Os direitos de tradução e reprodução reservados.

Nenhuma parte desta publicação poderá ser gravada, armazenada em sistemas eletrônicos, fotocopiada ou reproduzida por meios mecânicos ou eletrônicos ou utilizada sem a observância das normas de direito autoral.

ISSN XX-XXX-XXX

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIB/IF Goiano

Oliveira, Leonardo Brito de
EFEITOS IMEDIATOS NA COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DE PEIXES EM DECORRÊNCIA DA INSTALAÇÃO DE
PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS (PCH'S) / Leonardo Brito de
Oliveira; orientador André Luis da Silva Castro. -- Urutaí, 2019.
36 p.

Dissertação (Mestrado em Conservação dos Recursos Naturais do Cerrado)
-- Instituto Federal Goiano, Campus Urutaí, 2019.

1. diversidade taxonômica. 2. Diversidade funcional. 3. represamento. 4.
ictiofauna. 5. redundância funcional. I. da Silva Castro, André Luis, orient. II.
Título.

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES
TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO**

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese | <input type="checkbox"/> Artigo Científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ | |

Nome Completo do Autor: Leonardo Brito de Oliveira

Matrícula: 2017101330940131

Título do Trabalho: Efeitos imediatos na composição taxonômica e funcional de peixes em decorrência da instalação de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's)

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 26/06/2019

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

1. o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
2. obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
3. cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Urutaí, 26/06/2019.
Local Data

Leonardo Brito de Oliveira

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:



Assinatura do(a) orientador(a)



ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 035

Ata da 35ª Sessão Pública de Defesa de Dissertação de Mestrado do **Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado** do Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí. Aos 28 dias do mês de maio de 2019, às 14:30h, reuniram-se na Sala da Pós-Graduação do Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí, a Banca Examinadora composta pelos Professores **Ednaldo Cândido Rocha**, **Luciane Sperandio Floriano** e **André Luis da Silva Castro** (orientador do trabalho), sob a presidência deste último, para avaliação da apresentação do mestrando **Leonardo Brito de Oliveira** e de sua dissertação intitulada **“Efeitos imediatos na composição taxonômica e funcional de peixes em decorrência da instalação de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH’s).”** Aberta a sessão pelo Presidente da Banca, coube ao candidato, na forma regimental, realizar a exposição de seu trabalho, dentro do tempo regulamentar, sendo em seguida questionado pelos membros da banca examinadora, tendo dado as explicações que foram necessárias. A banca examinadora, em caráter sigiloso, após análise e julgamento final, concluiu por:

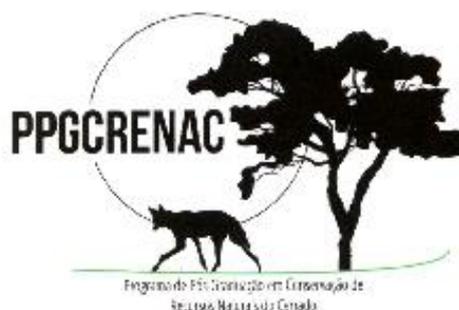
- Aprovar a dissertação sem alterações
- Aprovar a dissertação com modificações (vide verso em caso de alteração do título)
- Reprovar a dissertação

A apresentação e aprovação da dissertação é requisito parcial para a concessão do grau de **MESTRE EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, tendo o candidato ciência de que o título de **MESTRE** só será concedido depois de atendidas as exigências feitas pela Banca Examinadora, bem como das demais exigências estabelecidas no Regulamento do Programa de Pós-graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado. A partir da presente data, o aluno terá o prazo de 60 dias para efetuar as alterações exigidas pela banca e entregar o volume da Dissertação corrigido, devidamente encadernado, assinado pela banca e acompanhado de toda a documentação pertinente à abertura do **processo de solicitação de diploma**. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada às 16:44h, sendo lavrada a presente Ata, que uma vez **aprovada**, foi assinada por todos os membros da Banca Examinadora e pelo aluno.

Urutaí, 28 de maio de 2019.

Prof. Dr. André Luis da Silva Castro
Prof. Dr. Ednaldo Cândido Rocha
Prof. Dra. Luciane Sperandio Floriano
Leonardo Brito de Oliveira

Leonardo Brito de Oliveira



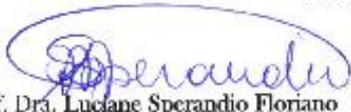
FICHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação:	Efeitos imediatos na composição taxonômica e funcional de peixes em decorrência da instalação de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's)
Orientador(a):	André Luis da Silva Castro
Coorientador(a):	
Autor(a):	Leonardo Brito de Oliveira

Dissertação de Mestrado **APROVADA** em 28 de maio de 2019, como parte das exigências para obtenção do Título de **MESTRE EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, pela Banca Examinadora especificada a seguir.


Prof. Dra. **André Luis da Silva Castro**
Orientador, IF Goiano – Campus Urutai
Presidente


Prof. Dr. **Ednaldo Cândido Rocha**
IF Goiano – Campus Urutai
Membro titular


Prof. Dra. **Luciane Sperandio Floriano**
IF Goiano – Campus Urutai
Membro titular

*Dedico esse trabalho ao médico Dr.
Almy Dias de Souza que dedicou 65 anos
da sua vida para servir o próximo. O
senhor foi um exemplo a ser seguido.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, pois a ele devo toda honra e toda glória. Aos meus pais Samuel Lúcio e Myrna Ribeiro por sempre estarem ao meu lado e me apoiarem. A minha esposa Luana Mastrela por me incentivar nos momentos mais difíceis. Amo todos vocês!

Agradeço ao meu orientador Dr. André Luis da Silva Castro pela paciência e dedicação, e pelas contribuições que foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí, pelo acolhimento e recepção, obrigado por oferecer um programa de mestrado de alto nível e qualidade.

Ao PPG-CRENAC e todos os professores envolvidos, vocês contribuíram bastante para meu crescimento tanto profissional quanto pessoal.

A empresa CTE – Engenharia pelo apoio e incentivo durante o período que trabalhei lá.

Ao colega Msc. Gustavo Ribeiro Aloísio por me dar a primeira oportunidade de trabalhar com ictiofauna.

Ao amigo Hasley Rodrigo Pereira, pelas inúmeras contribuições no trabalho, obrigado por dedicar parte do seu tempo lendo e dando ideias que foram de suma importância para execução deste trabalho.

Ao colega Leonardo Fernandes pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao amigo Denison Sampaio, companheiro de viagem durante as semanas de aula.

A todos que de certa forma estiveram envolvidos em todo esse processo! Muito obrigado!

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	x
LISTA DE FIGURAS, QUADROS E TABELAS	xii
RESUMO	13
ABSTRACT	14
1. INTRODUÇÃO	15
2. MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 Amostragem	16
2.2 Análise dos dados	17
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
3.1 Estrutura taxonômica.....	19
3.2. Estrutura funcional	22
4. CONCLUSÃO	28
5. REFERÊNCIAS	28
ANEXO I	34

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Figura 1: Locais onde foram realizadas as amostragens. 1) PCH Queixada; 2)PCH Unaf Baixo e 3) PCH Galheiros.....	17
Figura 3: Análise de ordenação (NMDS) para composição taxonômica das hidrelétricas em estudo. A) PCH Galheiros – stress: 0,000079; B) PCH Queixada – stress: 0,07338807 e C) PCH Unaf Baixo – stress: 0,0818475.....	22
Figura 4: Análise de ordenação (NMDS) para composição funcional das hidrelétricas em estudo. A) PCH Galheiros – stress: 0; B) PCH Queixada – stress: 0 e C) PCH Unaf Baixo – stress: 0.....	23
Figura 5: Dendrograma funcional para os atributos funcionais comparando os períodos antes e depois da implantação das PCHs. Legendas: A) PCH Galheiros; B) PCH Queixada; C) PCH Unaf Baixo.....	27
Tabela 1: Atributos funcionais representando aspectos do uso de hábitat, história de vida e ecologia trófica das espécies.....	18
Tabela 2: Análise de variância permutacional (Permanova), comparando a composição taxonômica entre os locais (montante x jusante) e os períodos (Pré e pós barramento).	21
Tabela 3: Análise de variância permutacional (Permanova), comparando a composição funcional entre os locais (montante x jusante) e os períodos (Pré e pós barramento).....	23

EFEITOS IMEDIATOS NA COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PEIXES EM DECORRÊNCIA DA INSTALAÇÃO DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS (PCH'S)

RESUMO

A instalação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) causam alterações no ambiente e na biota aquática. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos imediatos causados pela implantação de PCHs na composição taxonômica e funcional em comunidade de peixes. Para isso foram utilizados dados coletados em três PCHs (Queixada, Galheiros e Unáí Baixo, nas bacias dos rios Paranaíba, Tocantins e São Francisco, respectivamente). As coletas foram realizadas um ano antes e um após o enchimento das PCHs, por meio de redes do tipo malhadeiras. Os resultados obtidos apontaram um aumento significativo na composição taxonômica após implantação das PCHs, sem alterações taxonômicas comparando as regiões à montante e à jusante das barragens. Quanto à composição funcional, não houve diferença significativa tanto temporal quanto espacial. Verificamos apenas aumento de espécies em grupos funcionais existentes, o que caracteriza redundância funcional. Entretanto, apesar de os efeitos imediatos serem identificados apenas em aspectos taxonômicos, estudos que avaliam efeitos taxonômicos, em médio e longo prazo, são essenciais, sobretudo em grupos funcionais de espécies mais generalistas e mais especialistas, os quais podem ser diferentemente afetados.

Palavras-chave: diversidade taxonômica, diversidade funcional, represamento, ictiofauna, redundância funcional.

IMMEDIATE EFFECTS ON THE TAXONOMIC AND FUNCTIONAL COMPOSITION OF FISH DUE TO THE INSTALLATION OF SMALL HYDROELECTRIC PLANTS (SHPs)

ABSTRACT

The installation of small hydroelectric plants (SHPs) will cause changes in the environment and aquatic biota. The objective of this work was to evaluate the immediate effects caused by the implantation of SHPs in the taxonomic and functional composition of fish communities. For this purpose, data were collected from three SHPs (Queixada, Galheiros and Unaí Baixo, in the hydrographic basin of Paranaíba, Tocantins and São Francisco rivers, respectively). The collections were carried out one year before and one after the filling of the SHPs, by means of fishing net of the type meshes. The results showed a significant increase in the taxonomic composition after the implementation of the SHPs, without taxonomic alterations comparing the upstream and downstream regions of the dams. Regarding functional composition, there was no significant temporal or spatial differences. We only verified species increase in existing functional groups, which characterizes functional redundancy. However, although the immediate effects are only identified in taxonomic aspects, studies that evaluate taxonomic effects in the medium and long term are essential, especially in functional groups of more generalist and more specialist species, which may be differently affected.

Keywords: taxonomic diversity, functional diversity, damming, ichthyofauna, functional redundancy.

1. INTRODUÇÃO

As maiores redes hidrográficas do mundo estão em território brasileiro, abrigando uma das mais diversas ictiofauna em aspectos taxonômicos e funcionais (Helfman et al., 2009; Toussaint et al., 2016). Entretanto, o atual cenário nos rios brasileiros é marcado pelo crescente número de barragens (Petesse & Petreire, 2012), principalmente para a implantação de empreendimentos hidrelétricos, visando a produção de energia (Gomes et al., 2008).

Hidrelétricas são consideradas como uma grande ameaça à diversidade global de espécies de peixes de água doce (Vörösmarty et al., 2010), podendo causar a redução populacional ou perda de espécies nativas (Poff et al., 2007). Esse tipo de empreendimento é considerado como o que mais altera a fisiologia de bacias hidrográficas, com efeitos deletérios na composição e abundância das comunidades de peixes (Pereira & Barbosa, 2015). As alterações na dinâmica hídrica, na quantidade e também na qualidade de habitats estão associadas aos danos às assembleias de peixes (Agostinho et al., 2007).

A implementação de um reservatório em um rio é responsável pela criação de um novo ecossistema, com biota, estrutura e funcionamento particular (Agostinho et al., 2008), tornando-se uma ameaça à diversidade de espécies e aos serviços ecossistêmicos prestados por essas (Agostinho et al., 2009, Winemiller et al., 2016; Vitule et al., 2017), uma vez que parte da biodiversidade pode ser perdida após a implantação do barramento (Agostinho et al., 2007; 2009; 2016).

Após a implementação dos barramentos, os trechos à jusante submetem-se a uma vazão altamente variável, principalmente quando essas barragens são associadas a empreendimentos hidrelétricos (Petts, 1986). Além disso, a retenção de sedimentos e nutrientes, a qualidade da água liberada e o bloqueio de rotas migratórias são fatores importantes e causadores de perda de diversidade de peixes (Agostinho et al., 2007). As espécies, de acordo com suas pré-adaptações, podem responder de formas distintas aos impactos causados por reservatórios de usinas hidrelétricas, o que pode resultar em peculiaridades no processo de colonização e na organização das assembleias, de acordo com a região de influência (Montante, Corpo, Jusante) do reservatório (Agostinho et al., 1992; Soares et al., 2009; Orsi & Britton, 2014).

No intuito de amenizar as consequências das modificações realizadas nos sistemas aquáticos, é de suma importância a compreensão dos efeitos causados pelas centrais hidrelétricas (Paiva et al., 2006). Contudo, a maior parte dos estudos sobre os efeitos de centrais hidrelétricas em peixes aborda aspectos taxonômicos (Amaral & Hepp, 2014; Daga et al. 2014). Os estudos com abordagens taxonômicas são pouco reveladores quanto à estrutura e ao

funcionamento das comunidades, uma vez que não incorporam os atributos funcionais, promovendo o conhecimento limitado sobre os efeitos das hidrelétricas nas comunidades de peixes (Díaz & Cabido, 2001; Laureto et al., 2015). Assim, torna-se necessária a compreensão mais completa sobre os efeitos de degradação antrópica na biota, e com a utilização de métricas que contemplem diferentes facetas da biodiversidade, além da abordagem taxonômica (Cianciaruso et al., 2009; Petchey et al., 2007). Evidências em comunidades de peixes, em diferentes contextos de degradação ambiental, indicam que a perda de espécies com atributos únicos e raros resultam na perda de diversidade funcional, com potencial comprometimento do funcionamento dos ecossistemas (Batalha et al., 2010; Rosatti et al., 2015).

Assim, no presente estudo avaliamos os impactos da instalação de três PCHs na estrutura taxonômica e funcional nas comunidades de peixes, embasados pelas seguintes perguntas: (1) a construção recente de um barramento em rio causa alterações na diversidade taxonômica e funcional de peixes? 2) Há efeitos diferentes nas regiões à montante e à jusante do barramento? Em caso de alterações, (3) pode haver alteração funcional dos grupos identificados?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Amostragem

Os dados utilizados para compor o presente estudo foram obtidos em estudos de monitoramento da ictiofauna das seguintes hidrelétricas: PCH Queixada, município de Aporé-GO, localizada no rio Corrente, inserido na bacia do rio Paranaíba; PCH Galheiros, localizada no município de São Domingos-GO, no rio Galheiros, que pertence à bacia do rio Tocantins, e PCH Unaí Baixo, localizada no município de Unaí-MG, no rio Preto, pertencente à bacia do rio São Francisco (Figura 1). Foram considerados os dados obtidos nas campanhas realizadas pré e pós enchimento. A coleta de dados foi realizada trimestralmente (4 campanhas antes e 4 campanhas depois dos barramentos), abrangendo os períodos de sazonalidade seca e chuva, sendo que, foi considerado um ano antes da instalação das PCHs e um ano após a instalação das PCHs. As coletas foram realizadas em 28 unidades amostrais, contemplando as regiões de jusante e montante dos barramentos.

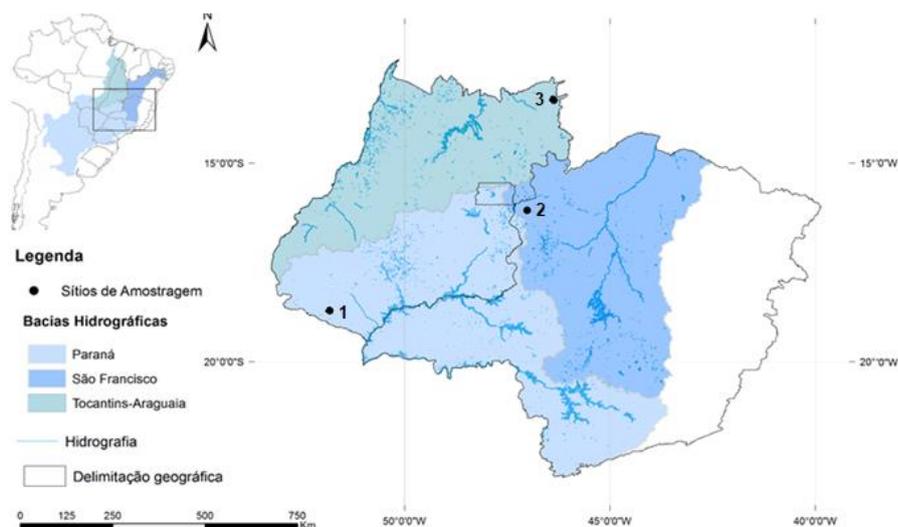


Figura 1: Locais onde foram realizadas as amostragens: 1) PCH Queixada; 2) PCH Uná Baixo e 3) PCH Galheiros

As coletas foram padronizadas seguindo a metodologia proposta por Malabarba e Reis (1987), utilizando-se a captura por redes do tipo espera ou malhadeiras, que consiste na instalação de duas baterias, com 10 redes de emalhar em cada estação de coleta. Cada bateria foi exposta por um período de 17 horas, sendo instaladas por volta das 17:00h, revisadas às 22:00h e recolhidas por volta das 8:00h. Cada bateria foi composta por redes com dimensões de 10x2m ou 5x1m e malhas de 15, 25, 30, 40, 50, 60, 80, 90, 120 e 140 mm entre nós adjacentes. O espaçamento entre as redes foi, em média, de 10 metros, dependendo das características do ambiente, a fim de explorar áreas marginais, fundo e superfície em distintos ambientes.

Os espécimes coletados foram acondicionados em sacos plásticos contendo a identificação do local de coleta, o tipo de metodologia, malha em que foram capturados e o período de captura, sendo posteriormente encaminhados para a triagem. A identificação taxonômica seguiu Reis et al. (2003). Os espécimes destinados ao aproveitamento científico, e que compõem o banco de material testemunho, foram fixados com formol 10% e preservados em álcool 70%, conforme Auricchio & Salomão (2002).

2.2 Análise dos dados

A diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna é calculada a partir dos dados obtidos para as unidades amostrais coletadas. Para diversidade taxonômica foi considerada a abundância (número de indivíduos por espécie) e a riqueza absoluta (número de espécies que ocorre em cada ponto). Já a diversidade funcional foi aferida através dos traços obtidos para

cada espécie nos respectivos pontos, a partir de informações disponibilizadas em literatura, para o número máximo de espécies verificadas. Os atributos funcionais foram descritos considerando aspectos relacionados ao uso de hábitat, ecologia trófica e reprodução (Tabela 1), vistos que estas são dimensões do nicho das espécies que são importantes para a distribuição das espécies (Winemiller *et al.* 2015).

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

Dimensões de Nicho	Atributos	Referências
<i>Habitat</i>	Nectônicos, Bentônicos, Nectobentônicos, Reofílicos, Marginais, Calha, Galhadas;	(Oliveira et al., 2010; Santos et al. 2004; Ota et al., 2018; Dos Santos et al., 2017)
<i>História de vida</i>	Migrador de longas distâncias, Não migrador, Fecundação externa, Fecundação Interna, Cuidado Parental, Sem cuidado parental;	(Suzuki et al., 2005; Neuberger, 2009; Ota et al., 2018; Dos Santos et al., 2017)
	Invertívoros- consomem animais invertebrados, sobretudo insetos, camarões e outros pequenos crustáceos;	
	Carnívoros- consomem exclusivamente proteína animal	
<i>Ecologia Trófica</i>	Piscívoros- consomem basicamente peixes, este podem ser ingeridos inteiros ou em pedaços;	(Santos et al. 2004; Ota et al., 2018; Dos Santos et al., 2017;
	Detritívoros- consomem detrito, ou seja, restos orgânicos de diferentes origens;	Zeinad, 2012)
	Onívoros- consomem alimentos de natureza mista, ou seja, tanto animal quanto vegetal;	
	Herbívoros- consomem material de origem vegetal.	

Foi quantificada a Média Ponderada da Comunidade (CWM, para cada um dos traços aferidos em cada unidade amostral. O valor de CWM para os traços quantitativos é igual ao valor do traço multiplicado pela densidade da espécie. Para os traços categóricos e nominais o valor de CWM corresponde à densidade da espécie no local, ou seja, o cálculo pode ser representados por $CWM = \sum p_i \times \text{traço}_i$, na qual: CWM= proporção do traço funcional ou de um estado do traço funcional em um determinado local de amostragem; p_i : densidade relativa da espécie p ; traço $_i$: afinidade da espécie para o traço funcional ou para estado do traço funcional, considerando 1 quando a espécie possui a característica e 0 quando não possui (em caso de traços nominais ou categóricos) ou ainda considerando o valor numérico da característica (em caso de traços) (Garnier et al., 2004).

Para avaliar se houve variação taxonômica e funcional da ictiofauna entre os períodos antes e depois do barramento, para as diferentes regiões, usamos Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), seguidas de Análises de Variâncias Permutacionais (PERMANOVA). As análises foram realizadas a partir de matrizes de distância de *Bray Curtis* obtidas da matriz original da diversidade taxonômica e matrizes de distância de *Jaccard* para diversidade funcional. Foi utilizado o pacote *Vegan* e as funções *metaMDS* e *adonis2* respectivamente (Faith et al., 1987; Legendre & Galleger, 2001; Warton et al., 2012).

Para verificar se as mudanças na distribuição dos traços alteraram os grupos funcionais, foram construídos dendrogramas funcionais para cada reservatório e região. Os dendrogramas foram construídos com o algoritmo *UPGMA*, a partir de uma matriz de distância interespecífica construída com o coeficiente de *Jaccard* aplicado à matriz de atributos funcionais (Podani & Schmera, 2006), todas as análises supracitadas foram realizadas no software R, sob probabilidade estatística de 5% (para PERMANOVA) (R Development Core Team, 2018).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estrutura taxonômica

As amostragens realizadas nos períodos antes e depois da implementação das três usinas hidrelétricas apresentam um total de 6.749 espécimes coletados, distribuídos em cinco ordens, 23 famílias e 116 espécies. Destes, 2.361 espécimes (34,99%) e 77 espécies (66,38%) foram coletados um ano antes da implementação dos barramentos durante a fase rio e 4.388 espécimes

(65,01%) e 95 espécies (81,89%) foram coletados um ano após a implementação dos barramentos.

No presente estudo observamos que logo após a implantação dos barramentos houve um aumento significativo da diversidade taxonômica na área de influência de dois dos reservatórios em estudo (PCH Galheiros e PCH Queixada). Já na PCH Unaí Baixo não houve aumento da diversidade taxonômica, conforme Tabela 2. Quanto a distribuição taxonômica nos pontos observou-se, pelas análises NMDS, dois gradientes principais de variação: a) temporal (antes e depois) e b) espacial (jusante e montante), conforme figura 3.

A análise NMSD realizada para a PCH Galheiros demonstrou separação espacial entre os períodos pré e pós barramento no eixo 1 (Figura 2-A), cuja distância está relacionada ao aumento da riqueza e abundância apresentados pela Permanova. Para a PCH Queixada (Figura 2-B) também observou-se a formação de dois grupos distintos, antes e depois do barramento. O mesmo padrão foi observado na PCH Unaí Baixo (Figura 2-C), entretanto não constatou-se diferença significativa entre os grupos (Tabela 2).

Em diversos reservatórios neotropicais foram observados aumentos significativos na riqueza de ictiofauna logo após o enchimento dos lagos, acompanhado também de um aumento abundância (Agostinho et al, 2016; Agostinho et al., 2007). É importante levar em consideração que nos primeiros anos de represamento, além da ocorrência de espécies fluviais, existe o acréscimo de espécies de lagoas e tributários contidos na área alagada, fato que colabora para o aumento da riqueza. Após o barramento há maior aporte de nutrientes, proveniente da matéria orgânica terrestre incorporada ao novo ambiente, o que contribui ainda para o aumento da abundância de peixes (Agostinho et al., 2016; Agostinho et al., 2007). No entanto, com o passar do tempo a tendência é que se diminua a riqueza (Agostinho et al, 2007), pois várias espécies buscam o deslocamento para regiões à montante e para os afluentes em busca de melhores condições para completar seu ciclo de vida (Lowe-McConnell, 1999; Agostinho et al., 2007; Araújo et al., 2013; Franssen e Tobler, 2013).

Segundo Mol et al. (2007) e Orsi e Britton (2014), apesar do significativo aumento da riqueza nos primeiros anos, é fato que com o passar do tempo ocorrerá a redução da mesma. Essa queda na riqueza é resultante também de alguns filtros ambientais que excluem espécies fluviais com características lóticis e beneficiam espécies oportunistas com características sedentárias (Araújo et al. 2013; Agostinho et al, 2007; Gomes e Miranda, 2001). Em um estudo apresentado por Perônico (2017), no reservatório de Peixe Angelical no rio Tocantins, constatou-se que nos primeiros dez anos pós barramento ocorre uma intensa diminuição da

riqueza taxonômica. Agostinho et al. (2007) ao analisar em 75 reservatórios brasileiros aponta que a riqueza média está bem abaixo dos valores encontrados em sistemas fluviais que não sofrem influência de barramentos. De acordo com Orsi e Britton (2014), de 50 espécies nativas coletadas no reservatório de Capivara, 27 não foram encontradas vinte anos após o barramento.

Quando comparada a composição taxonômica da jusante com montante, apenas a PCH Queixada apresentou diferença significativa (Tabela 2), sendo que o trecho a jusante apresentou maior riqueza. A mudança de ambiente lótico para lêntico, à montante do barramento, pode beneficiar a proliferação de espécies oportunistas e generalistas (Agostinho et al. 2007). Devido a estratificação térmica se intensificar de forma progressiva na coluna d'água, juntamente com a decomposição da matéria orgânica (Agostinho et al., 2016), a qualidade ambiental à montante tende a deteriorar-se no reservatório, principalmente no fundo (Matsumura-Tundisi et al., 1991; Thomaz et al., 2001), conseqüentemente afetando diretamente a distribuição de peixes, uma vez que as espécies partirão para locais mais adequados como tributários lóticos ou até mesmo áreas litorâneas (Agostinho et al., 2007).

De acordo com Agostinho et al., (2008), os impactos à jusante são tão ou mais prejudiciais à ictiofauna do que os impactos à montante. O barramento do rio faz com que a vazão seja redistribuída no espaço e no tempo, afetando vários atributos hidrológicos como intensidade, período, amplitude e conseqüentemente a estrutura, dinâmica e funcionamento de ecossistemas à jusante do barramento (Agostinho et al. 2016). Além disso o barramento passa a funcionar como uma barreira física que interrompe o movimento migratório de algumas espécies, impedindo-os de chegar as regiões de cabeceira para completar o ciclo migratório (Agostinho et al., 2007).

Tabela 2: Análise de variância permutacional (Permanova), comparando a composição taxonômica entre os locais (montante x jusante) e os períodos (Pré e Pós barramento).

Locais	Escala	F	R2	P
PCH Galheiros	Montante x Jusante	1.33	0.10	0.25
	Pré x Pós enchimento	5.37	0.39	0.01
PCH Queixada	Montante x Jusante	2.67	0.22	0.01
	Pré x Pós enchimento	2.33	0.19	0.01
PCH Unaí Baixo	Montante x Jusante	0.61	0.07	0.74
	Pré x Pós enchimento	2.83	0.34	0.06

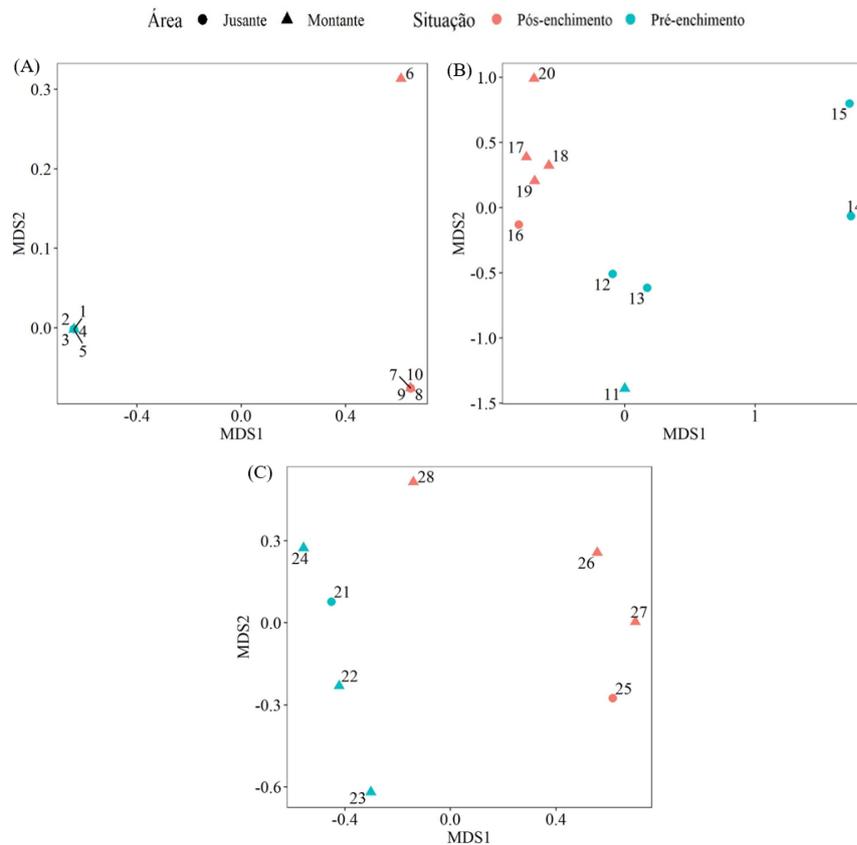


Figura 2: Análise de ordenação (NMDS) para composição taxonômica das hidrelétricas em estudo. A) PCH Galheiros – stress: 0,000079; B) PCH Queixada – stress: 0,07338807 e C) PCH Unaí Baixo – stress: 0,0818475.

3.2. Estrutura funcional

A ordenação da média CWM para os atributos funcionais demonstrou a não dissimilaridade entre a distribuição dos atributos funcionais tanto na escala temporal quanto na escala espacial (Figura 3), nas três PCHs estudadas. As Permanovas realizadas também não apontaram qualquer diferença significativa (Tabela 3).

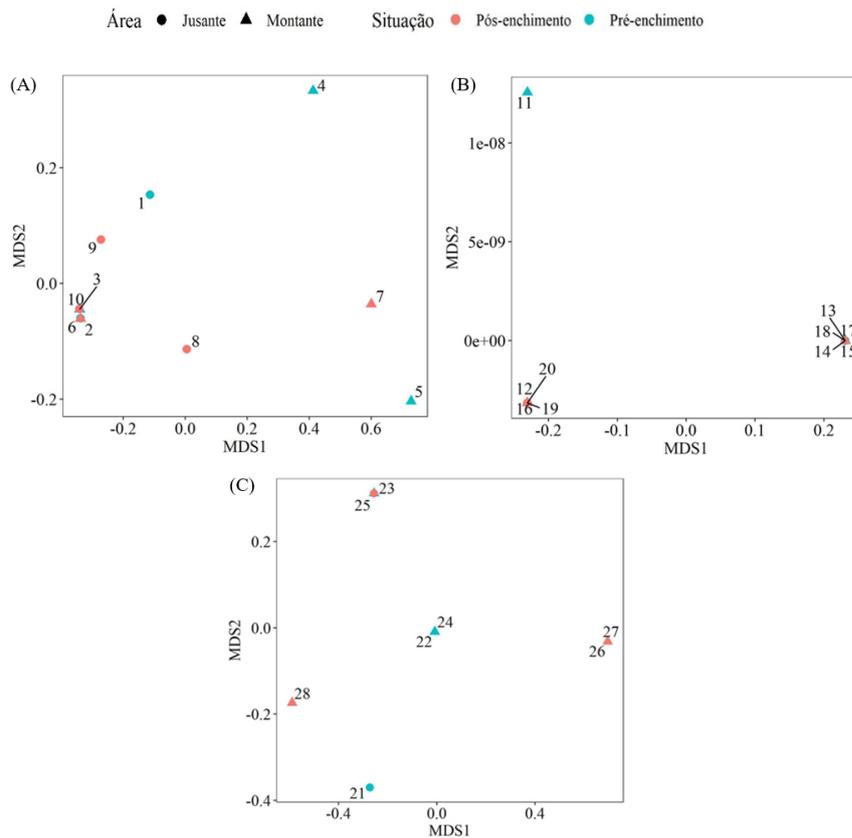


Figura 3: Análise de ordenação (NMDS) para composição funcional das hidrelétricas em estudo. A) PCH Galheiros – stress: 0; B) PCH Queixada – stress: 0 e C) PCH Unáí Baixo – stress: 0.

Tabela 3: Análise de variância permutacional (Permanova), comparando a composição funcional entre os locais (montante x jusante) e os períodos (Pré e Pós barramento).

Locais	Escala	Permanova		
		F	R2	P
PCH Galheiros	Montante x Jusante	0.3	0.0	1.0
	Pré x Pós enchimento	0.1	0.0	1.0
PCH Queixada	Montante x Jusante	0.29	0.04	1.00
	Pré x Pós enchimento	0.07	0.01	0.99
PCH Unáí Baixo	Montante x Jusante	0.50	0.09	0.71
	Pré x Pós enchimento	0.40	0.07	0.61

Quanto à estrutura funcional, nosso estudo apontou que não houve diferença temporal (antes e após enchimento) nem espacial (à montante e à jusante) na distribuição funcional das espécies. Os grupos funcionais refletiram a similaridade entre as espécies que compartilham traços funcionais comuns, assim como observado por Dumay et al. (2004). Os atributos relacionados ao uso do habitat, estratégia reprodutiva e guilda foram mais sensíveis a formação dos grupos funcionais, mesmo padrão observado por da Costa Dória et al. (2019). As mudanças nas características físicas e químicas da água na fase de enchimento do reservatório atuam como

filtros ambientais (Agostinho et al, 2007), selecionando características ecológicas, como guildas tróficas, estratégias reprodutivas e uma alteração da afinidade por habitats, essas características determinam o sucesso da colonização no novo ambiente (Agostinho et al. 2016).

Os dendrogramas funcionais demonstram que, apesar do aumento da riqueza taxonômica após a implantação das barragens, não houve ganho funcional, ocorrendo apenas aumento do número de espécies dentro dos grupos funcionais já identificados antes da implantação das PCHs, caracterizando uma redundância funcional. De acordo com Walker (1992), espécies que desempenham a mesma função no ecossistema são tidas como redundantes funcionalmente.

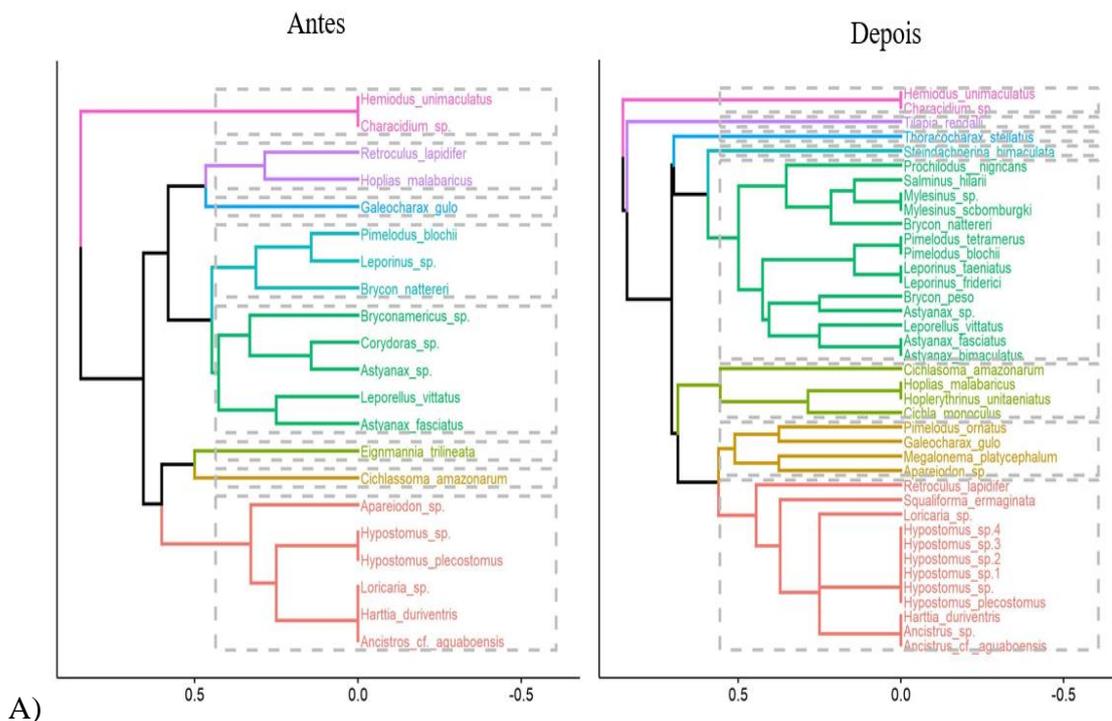
A redundância funcional quando natural é considerada como um importante componente para o funcionamento dos ecossistemas (Naeem, 1998). Caso algum tipo de perturbação leve à extinção de espécies, a redundância funcional pode garantir a manutenção de processos ecossistêmicos, quando há espécies funcionalmente similares (Walker, 1992; Yachi & Loreau, 1999). Sendo assim, a redundância funcional é responsável por assegurar a diversidade funcional de um ecossistema mediante a impactos que ocasione a perda de espécies (Joner et al., 2011). Apesar do presente estudo não ter apontado perda funcional, a redundância funcional causada pela formação dos reservatórios pode causar declínio na diversidade íctiica com o passar do tempo (Perônico, 2017). Uma vez que o barramento do rio altera as condições hidrológicas originais (Agostinho et al., 2007) isso faz com que ocorra a perda de habitats, energia e nutrientes (Pelicice et al., 2009). A redundância funcional formada pela construção dos barramentos é responsável por modificações de fatores bióticos como sucesso reprodutivo e competição com espécies não nativas (Petesse e Petreire, 2012), no qual a maioria das anteriormente adaptadas a um ambiente lótico, não é capacitada a se ajustar, resultando em uma homogeneização biótica (Agostinho et al., 2016). A homogeneização das assembleias causa a perda da complexidade ecológica, componente principal da biodiversidade e função ecológica (Daga et al., 2014).

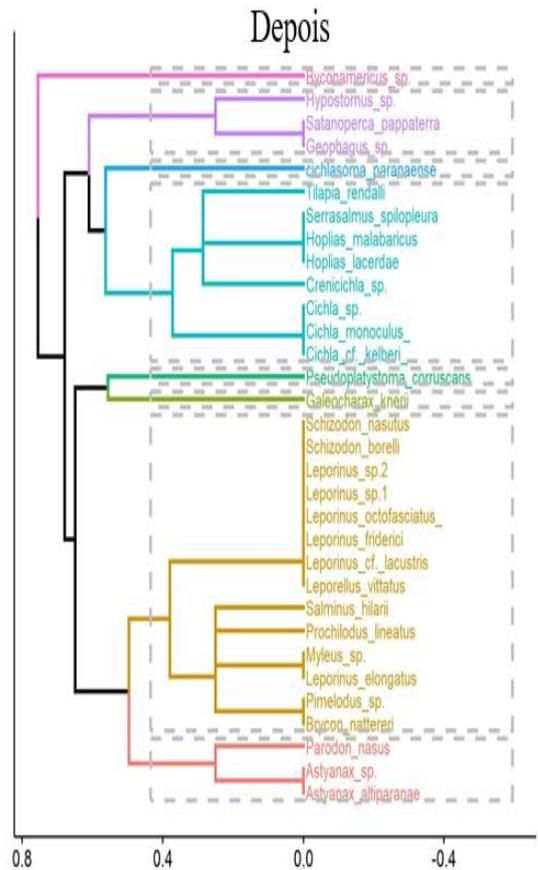
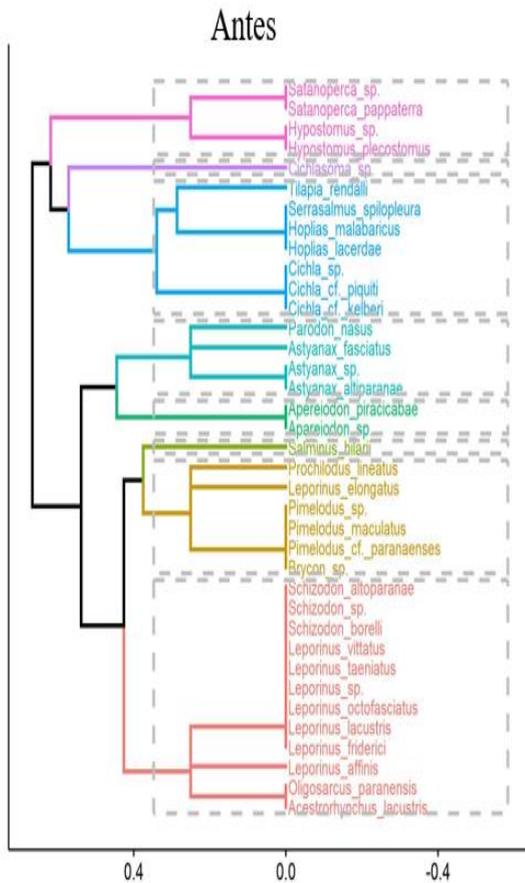
Na área de influência da PCH Galheiros foram identificados oito grupos funcionais antes e oito grupos funcionais após a instalação da barragem (Figura 4A), sendo que um grupo manteve-se idêntico depois do barramento (representado pela cor rosa). O grupo funcional representado pelas espécies com características lóticicas e migradores, a maioria de curta distância, teve um aumento substancial de riqueza depois da implantação do barramento: antes formado por três espécies e depois com 14 espécies. Também foi possível observar um acréscimo de espécies no grupo representado pela cor vermelha (antes e depois do barramento),

em um grupo formado por espécies oportunistas com cuidado parental (e.g. *Retroculus lapidifer*). Essas espécies tendem a se proliferar rápido no reservatório, devido ao aumento de disponibilidade de alimentos, isso faz com que aumente a redundância funcional (Dias et al., 2005; Agostinho et al. 2016).

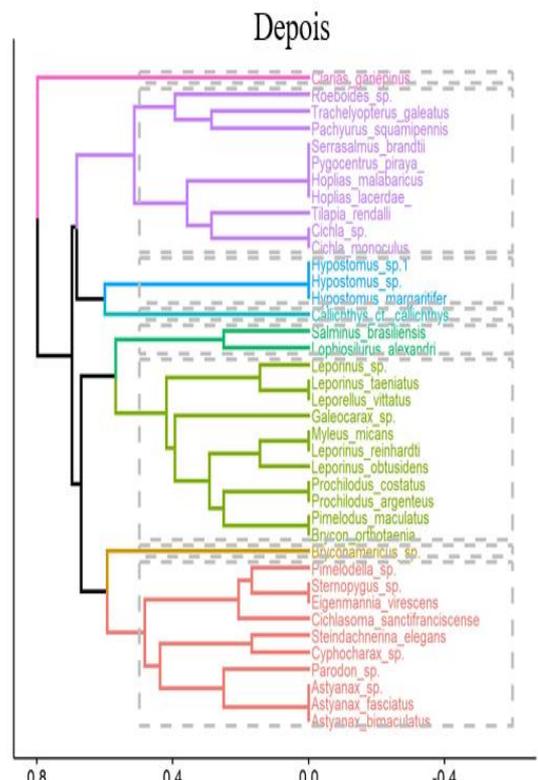
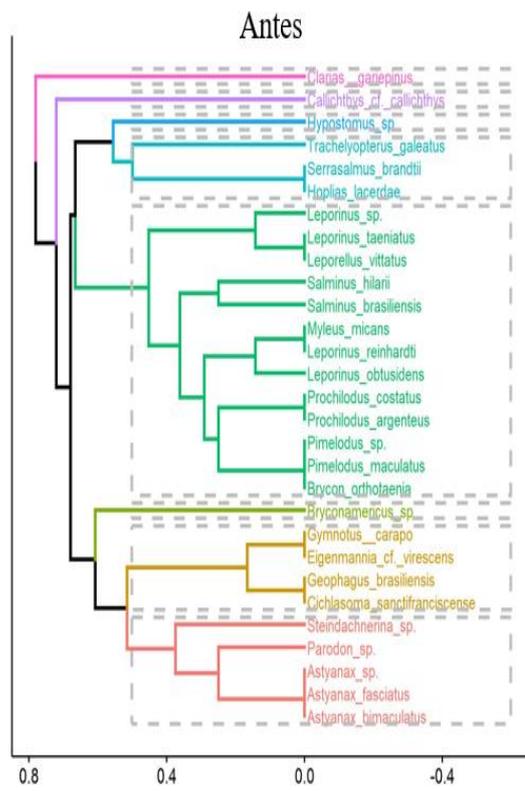
Apesar das alterações taxonômicas nos grupos formados pelos dendrogramas para PCH Queixada, não houveram grandes mudanças funcionais. Observa-se o mesmo número de grupos e pequenas alterações nas composições funcionais, marcados principalmente pela ausência de alguns traços (e.g. *Salminus hilarii*) e inserção de alguns novos (e.g. *Pseudoplatystoma corruscans*). Alguns grupos funcionais perderam representantes (roxo do período pós equivale ao grupo rosa no período pré).

Para PCH Unai Baixo também foram identificados oito grupos funcionais antes e oito grupos funcionais depois da instalação da barragem. O mesmo padrão observado nas outras PCHs foi mantido para PCH Unai Baixo, com manutenção dos grupos funcionais e modificações apenas na composição dos mesmos. O grupo formado por predadores piscívoros aumentou o número de espécies, de três antes do barramento para 10, depois do barramento, incluindo espécies invasoras como *Cichla monoculus*. O grupo formado por espécies de pequeno porte e generalistas, representado pela cor vermelha, também teve um aumento circunstancial, dobrando o número de espécies no período pós enchimento.





B)



C)

Figura 4: Dendrograma funcional para os atributos funcionais comparando os períodos antes e depois da implantação das PCHs. Legendas: A) PCH Galheiros; B) PCH Queixada; C) PCH Unai Baixo.

Observando os dendrogramas funcionais para cada reservatório foi possível perceber que os grupos funcionais que tiveram um aumento no número de espécies em geral foram os oportunistas, em sua maioria formado por onívoros e piscívoros, espécies que normalmente são favorecidas após a criação de reservatórios (Agostinho et al. 1999; Novakowski et al. 2007). O grande aporte de nutrientes logo após o enchimento do reservatório (Agostinho et al., 2007) faz com que as espécies oportunistas, como os onívoros, insetívoros e herbívoros, sejam beneficiadas (Araújo et al., 2013). A partir do momento que essas espécies se proliferam no novo ambiente, conseqüentemente aumenta a frequência de espécies piscívoras. Segundo Kimmel e Groeger (1986) e Kimmel et al. (1990), esse grande aporte de nutrientes faz com que aumente a produção de todos os níveis tróficos, causando um fenômeno caracterizado como “período de crescimento trófico”. Entretanto, esse fenômeno ocorre apenas nos primeiros anos após o represamento, com o passar do tempo a disponibilidade de nutrientes diminui no reservatório ocasionando uma redução drástica na abundância (Agostinho et al., 2009).

Os dendrogramas funcionais apontaram um aumento de espécies nos grupos representados pelos migradores e piscívoros, corroborando o constatado por Lima et al. (2016), para o primeiro ano do reservatório de Angelical, no rio Tocantins. Os grandes migradores tendem a se acumular a jusante da barragem (Lima et al., 2015), porém ficam mais vulneráveis a pressões como predação e aumento da pesca (Agostinho et al., 2008), resultando em sua diminuição com o passar do tempo (Lima et al., 2016). Com a formação dos reservatórios, os grandes migradores são os mais afetados, pois necessitam de grandes áreas de trecho livre para completar o ciclo migratório (Agostinho; Pelicice; Marques, 2008; Araújo et al., 2013; Lima et al., 2017).

Ampliando para uma perspectiva temporal, as implantações de PCHs podem resultar ainda em perda significativa de habitats assim como a modificação na dinâmica no fluxo da matéria e energia do ambiente, fazendo com que altere as condições de permanência dos grupos funcionais, principalmente os formados por espécies demersais e com características migratórias (k-estrategistas) (da Costa Dória et al., 2019; Agostinho et al., 1999, 2008; Hoeinghaus et al., 2009). Após a formação do reservatório aumenta-se a profundidade do rio e ele se torna anóxico (Lima et al., 2016), o que faz com que muitas espécies demersais não consigam atingir o fundo do reservatório para se alimentar (Agostinho et al., 2007).

Espécies com características pelágicas e de pequeno porte tendem a se sobressair após a criação do reservatório, sendo a maioria não migradora e com fecundação externa (Abelha; Agostinho; Goulart, 2001). Tais espécies apresentam características oportunistas (r-estrategistas) como por exemplo a desova parcelada (Winemiller, 1989, conforme estudos realizados em reservatórios nos rios Paraná, Uruguai, Tocantins e Madeira (Shork et al, 2017; Oliveira et al., 2018; Agostinho et al, 2008; Lima et al., 2016; Torrente-Vilara et al., 2011; Cella-Ribeiro et al., 2017).

4. CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que os barramentos podem causar em curto prazo o aumento na abundância e riqueza de peixes, sem diferenças entre as regiões à montante e à jusante dos barramentos. Entretanto, em curto prazo, os barramentos não alteram a estrutura funcional de comunidades de peixes, tanto em uma análise temporal (antes e após barramento) quanto na análise espacial (à montante e à jusante). O que verificamos é que o aumento do número de espécies em alguns grupos funcionais de peixes, após o barramento, representa uma redundância funcional, que pode ter consequências futuras. Contudo, para compreensão mais ampla dos efeitos da implantação de PCHs nas comunidades de peixes em médio e longo prazo, estudos com enfoque na diversidade funcional são essenciais, sobretudo avaliando grupos funcionais formados por espécies mais generalistas e mais especialistas, os quais podem ser diferentemente afetados.

5. REFERÊNCIAS*

- Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A., & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2), 425-434.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem 501p
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C., Ortega, J. C., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26-36.
- 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(ssupl).

- 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*, 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, C. S., Pelicice, F. M., & Marques, E. E. (2009). *Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. Rima.
- 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
- 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.
- Auricchio, P., & Salomão, M. D. G. (2002). Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos. *São Paulo: Instituto Pau Brasil de História Natural*, 9-14.
- Batalha, M. A., Cianciaruso, M. V., & Motta-Junior, J. C. (2010). Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, 8(1), 1-5.
- Cella-Ribeiro, A., da Costa Doria, C. R., Dutka-Gianelli, J., Alves, H., & Torrente-Vilara, G. (2017). Temporal fish community responses to two cascade run-of-river dams in the Madeira River, Amazon basin. *Ecohydrology*, 10(8), e1889.
- 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.
- da Costa Dória, C. R., & Marques, E. E. (2019). Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil. *Biota Amazônia (Biota Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, 9(1), 17-21.
- Daga, V. S., Skóra, F., Padial, A. A., Abilhoa, V., Gubiani, É. A., & Vitule, J. R. S. (2015). Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746(1), 327-347.
- Dias, R. M., Bailly, D., Antônio, R. R., Suzuki, H. I., & Agostinho, A. A. (2005). Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetragonopterinae; Characidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(3), 467-476.
- Diaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, 16(11), 646-655.

- dos Santos, N. C. L., de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Araújo, I. M., ... & Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802(1), 245-253.
- Dumay, O., Tari, P. S., Tomasini, J. A., & Mouillot, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4), 970-983.
- Faith, D. P., Minchin, P. R., & Belbin, L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69(1-3), 57-68.
- Franssen, N. R., & Tobler, M. (2013). Upstream effects of a reservoir on fish assemblages 45 years following impoundment. *Journal of fish biology*, 82(5), 1659-1670.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M. L., Roumet, C., Debussche, M., ... & Neill, C. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630-2637.
- Gomes, L. C., & Miranda, L. E. (2001). Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(1), 67-76.
- Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., & Bowen, B. W. (2009). *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. John Wiley & Sons.
- 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.
- Joner, F., Specht, G., Müller, S. C., & Pillar, V. D. (2011). Functional redundancy in a clipping experiment on grassland plant communities. *Oikos*, 120(9), 1420-1426.
- Kimmel, B. L. (1990). Reservoir primary productivity. *Reservoir limnology-ecological perspectives*, 133-199.
- Kimmel, B. L., & Groeger, A. W. (1983). *Limnological and ecological changes associated with reservoir aging* (No. CONF-8306160-1). Oak Ridge National Lab., TN (USA).
- Laureto, L. M. O., Cianciaruso, M. V., & Samia, D. S. M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, 13(2), 112-116.
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.
- Lima, A. C., Agostinho, C. S., Sayanda, D., Pelicice, F. M., Soares, A. M., & Monaghan, K. A. (2016). The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia*, 763(1), 207-221.

- Lima, A. C., Sayanda, D., Agostinho, C. S., Machado, A. L., Soares, A. M., & Monaghan, K. A. (2018). Using a trait-based approach to measure the impact of dam closure in fish communities of a Neotropical River. *Ecology of freshwater fish*, 27(1), 408-420.
- Lima, A. M. T., Marques, E. E., Ertzogue, M. H., Ferreira, D. T. A. M., & de Lima, J. D. (2015). Os Rios Amazônicos Convertidos em Gigawatts: Participação Social no Processo de Implantação de Usinas Hidrelétricas. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, 7(2), 136-158.
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*.
- Malabarba, L. R., & Reis, R. E. (1987). *Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas*. Sociedade Brasileira de Zoologia, Campinas, 36, 1-14.
- Mol, J. H., Mérona, B. D., Ouboter, P. E., & Sahdew, S. (2007). The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology*, 5(3), 351-368.
- Naeem, S. (1998). Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation biology*, 12(1), 39-45.
- 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: Carlos Sérgio Agostinho; Fernando Mayer Pelicice; Elineide Eugênio Marques. (org.). *Reservatório de peixe Angical: Bases ecológicas para o manejo da ictiofauna*. São Carlos: Rima. p. 59-68.
- Novakowski, G. C., Segatti Hahn, N., & Fugli, R. (2007). Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2).
- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., & Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater biology*, 63(3), 293-305.
- 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.
- 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.
- Ota, R. R., Deprá, G. D. C., Graça, W. J. D., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16(2).
- Paiva, S. R., Dergam, J. A., & Machado, F. (2006). Determining management units in southeastern Brazil: the case of *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758)(Teleostei: Ostariophysi: Characidae). *Hydrobiologia*, 560(1), 393-404.

- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., & Agostinho, C. S. (2009). Conservação da ictiofauna na área de influência de Peixe Angical e recomendações ao manejo. *Reservatório de Peixe Angical*.
- Perônico, P. B. (2017). Estrutura taxonômica e funcional da assembleia de peixes no Rio Tocantins, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical, região do Alto Rio Tocantins, TO. *Dissertação de mestrado apresentada no programa de pós graduação em Ecologia de Ecótonos da Universidade Federal do Tocantins – Porto Nacional*.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2007). Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, 116(8), 1422-1426.
- 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.
- Petesse, M. L., & Petrere Jr, M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48, 109-116.
- Petts, G. E. (1986). Water quality characteristics of regulated rivers. *Progress in Physical Geography*, 10(4), 492-516.
- Podani, J., & Schmera, D. (2006). On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115(1), 179-185.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737.
- R development core team. (2018). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. *Disponível em* <<http://www.R-project.org>>.
- Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris, C. J. (2003). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. *Edipucrs*.
- 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., Mérona, B. D., Juras, A. A., & Jégu, M. (2004). *Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí*.
- Schork, G., & Zaniboni-Filho, E. (2017). Structure dynamics of a fish community over ten years of formation in the reservoir of the hydroelectric power plant in upper Uruguay River. *Brazilian Journal of Biology*, 77(4), 710-723.
- Suzuki, H. I., Bulla, C. K., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (2005). Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. *Biocenoses em Reservatórios. Padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, 223-242.

- Thomaz, S. M., Rocha, R. R. A., Pagioro, T. A., Roberto, M. C., Carvalho, S. B., Nakamura, A. K. S., ... & Taka, M. (2001). Variação espacial e temporal de fatores limnológicos. *Relatório anual. A planície de inundação do alto rio Paraná. Site*, 2-6.
- Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Leprieur, F., Oberdorff, T., & Tedesco, P. A. (2011). Effects of natural rapids and waterfalls on fish assemblage structure in the Madeira River (Amazon Basin). *Ecology of Freshwater Fish*, 20(4), 588-597.
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S., & Villéger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific reports*, 6, 22125.
- Tundisi, T. M., Tundisi, J. G., Saggio, A., Neto, A. O., & Espíndola, E. G. (1991). Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(3), 1482-1488.
- Vitule, J. R., Agostinho, A. A., Azevedo-Santos, V. M., Daga, V. S., Darwall, W. R., Fitzgerald, D. B., ... & Orsi, M. L. (2017). We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. *Biodiversity and Conservation*, 26(3), 757-762.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P. & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555.
- Walker, B. H. (1992). Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*, 6(1), 18-23.
- Warton, D. I., Wright, S. T., & Wang, Y. (2012). Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1), 89-101.
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81(2), 225-241.
- 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.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., ... & Stiassny, M. L. J. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129.
- Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(4), 1463-1468.
- Zeinad, A. K., & de Almeida Prado, R. (2012). *Peixes fluviais do Brasil: espécies esportivas*. Pescaventura.

*APA

ANEXO I

Anexo 1: Lista de espécies coletadas

Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
Ordem Characiformes				
Família Acestrorhynchidae				
Subfamília Acestrorhynchinae				
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)		x		1
Família Anostomidae				
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	x	x	x	68
<i>Leporinus</i> sp. 1	x			7
<i>Leporinus</i> sp. 2		x		2
<i>Leporinus</i> sp. 3		x		24
<i>Leporinus</i> sp. 4		x		10
<i>Leporinus</i> sp. 5			x	30
<i>Leporinus affinis</i> Günther 1864		x		1
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes 1850		x		7
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	x	x		826
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945		x		5
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)			x	13
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915		x		16
<i>Leporinus reinhardti</i> Lütken 1875			x	7
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken 1875	x	x	x	116
<i>Schizodon</i> sp. 1		x		2
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)		x		26
<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858		x		3
<i>Schizodon altoparanae</i> Garavello & Britski, 1990		x		1
Família Bryconidae				
Subfamília Bryconinae				

Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
<i>Brycon</i> sp. 1		x		24
<i>Brycon nattereri</i> Günther 1864	x	x		66
<i>Brycon orthotaenia</i> Günther 1864			x	40
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845	x			10
Subfamília Salmininae				
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)			x	116
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850	x	x	x	82
Família Characidae				
Subfamília Characinae				
<i>Galeocharax</i> sp. 1			x	1
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)	x			11
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)		x		6
<i>Roeboides</i> sp. 1			x	2
Subfamília Incertae sedis				
<i>Astyanax</i> sp. 1	x			328
<i>Astyanax</i> sp. 2		x		758
<i>Astyanax</i> sp. 3			x	177
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000		x		236
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	251
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	x	x	x	310
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983		x		2
Subfamília Stevardiinae				
<i>Bryconamericus</i> sp. 1	x			32
<i>Bryconamericus</i> sp. 2		x		1
<i>Bryconamericus</i> sp. 3			x	35
Família Crenuchidae				
Subfamília Characidiinae				

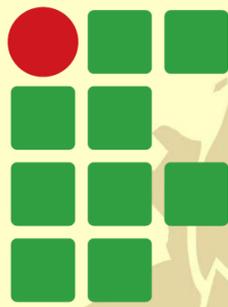
Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
<i>Characidium</i> sp. 1	x			50
Família Curimatidae				
<i>Cyphocharax</i> sp.			x	3
<i>Steindachnerina</i> sp. 1			x	2
<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	x			10
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1875)			x	20
Família Erythrinidae				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	x			3
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro 1908		x	x	98
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	x	x	x	284
Família Gasteropelecidae				
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	x			5
Família Hemiondotidae				
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	x			38
Família Parodontidae				
<i>Apareiodon</i> sp. 1	x			18
<i>Apareiodon</i> sp. 2		x		5
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)		x		1
<i>Parodon</i> sp. 1			x	4
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859		x		6
Família Prochilodontidae				
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829			x	22
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes 1850			x	169
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)		x		87
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	x			26
Família Serrasalminidae				
<i>Mylesinus</i> sp. 1	x			1

Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
<i>Mylesinus schomburgkii</i> Valenciennes 1850	x			3
<i>Myleus</i> sp. 1		x		4
<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)			x	98
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1819)			x	48
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken, 1875			x	193
<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner 1858		x		24
Ordem Siluriformes				
Família Auchenipteridae				
Subfamília Auchenipterinae				
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)			x	24
Família Callichthyidae				
Subfamília Callichthyinae				
<i>Callichthys</i> cf. <i>callichthys</i> (Linnaeus, 1758)			x	4
Subfamília Corydoradinae				
<i>Corydoras</i> sp. 1	x			50
Família Clariidae				
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)			x	2
Família Heptapteridae				
<i>Pimelodella</i> sp. 1			x	1
Família Loricariidae				
Subfamília Ancistrinae				
<i>Ancistrus</i> sp. 1	x			32
<i>Ancistrus</i> cf. <i>aguaboensis</i> Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001	x			51
Subdamília Hypostominae				
<i>Hypostomus</i> sp.	x			359
<i>Hypostomus</i> sp.1	x			70
<i>Hypostomus</i> sp.2	x			105

Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
<i>Hypostomus</i> sp.3	x			12
<i>Hypostomus</i> sp.4	x			1
<i>Hypostomus</i> sp.5		x		14
<i>Hypostomus</i> sp.6			x	56
<i>Hypostomus</i> sp.7			x	11
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)			x	1
<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		228
<i>Squaliforma emarginata</i> (Valenciennes, 1840)	x			6
Subfamília Loricariinae				
<i>Harttia duriventris</i> Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001	x			99
<i>Loricaria</i> sp. 1	x			114
Família Pimelodidae				
<i>Megalonema platycephalum</i> Eigenmann, 1912	x			1
<i>Pimelodus ornatus</i>	x			4
<i>Pimelodus</i> sp. 1		x		7
<i>Pimelodus</i> sp. 2			x	47
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes 1840	x			10
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803		x	x	22
<i>Pimelodus paranaensis</i> Britski & Langeani, 1988		x		3
<i>Pimelodus tetramerus</i> Ribeiro & Lucena, 2006	x			3
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)		x		2
Família Pseudopimelodidae				
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner 1876			x	4
Ordem Cichliformes				
Família Cichlidae				
Subfamília Cichlasomatinae				
<i>Cichlasoma</i> sp. 1		x		16

Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander 1983	x			79
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983		x		28
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> Kullander 1983			x	32
Subfamília Cichlinae				
<i>Cichla</i> sp. 1		x		68
<i>Cichla</i> sp. 2			x	5
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006		x		5
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	x	x	x	88
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006		x		2
<i>Crenicichla</i> sp. 1		x		1
Subfamília Geophaginae				
<i>Geophagus</i> sp. 1		x		53
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)			x	7
<i>Satanoperca</i> sp. 1		x		10
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)		x		59
Subfamília Pseudocrenilabrinae				
<i>Tilapia rendalli</i> Boulenger, 1896	x	x	x	38
Subfamília Retroculinae				
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	x			3
Ordem Gymnotiformes				
Família Gymnotidae				
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758			x	1
Família Sternopygidae				
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	x			1
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)			x	31
<i>Sternopygus</i> sp. 1			x	1
Ordem Incertae sedis				

Classificação Taxonomica	Bacia			Frequência
	Tocantins/Araguaia	Paranaíba	São Francisco	
Família Sciaenidae				
<i>Pachyurus squamipennis</i> Agassiz 1831			x	3



**INSTITUTO
FEDERAL**

Goiano

Campus
Urutaí

