

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

SUELEN FERNANDA RANUCCI PINI

DIVERSIDADE E ESTRUTURA TRÓFICA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES
ANTES DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM EM UM RIO NEOTROPICAL

Toledo

2020

SUELEN FERNANDA RANUCCI PINI

**DIVERSIDADE E ESTRUTURA TRÓFICA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES
ANTES DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM EM UM RIO NEOTROPICAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Mestrado e Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof. Dra. Maristela Cavicchioli Makrakis

Toledo

2020

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Pini, Suelen Fernanda Ranucci
Diversidade e estrutura trófica das assembleias de peixes antes da implantação de uma barragem em um rio Neotropical / Suelen Fernanda Ranucci Pini; orientador(a), Maristela Cavicchioli Makrakis, 2020.
58 f.

Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Toledo, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Graduação em Engenharia de Pesca Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2020.

1. UHE Baixo Iguaçu. 2. lista atualizada de peixes. 3. guildas tróficas. 4. variação natural. I. Makrakis, Maristela Cavicchioli . II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

SUELEN FERNANDA RANUCCI PINI

DIVERSIDADE E ESTRUTURA TRÓFICA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ANTES DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM EM UM RIO NEOTROPICAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Mestrado e Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

COMISSÃO JULGADORA

Profa. Dra. Maristela Cavicchioli Makrakis
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

Profa. Dra. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Profa. Dra. Milza Celi Fedatto Abelha
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul

Profa. Dra. Rosa Maria Dias
Universidade Estadual de Maringá

Profa. Dra. Lucileine de Assumpção Hartmann
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Aprovada em:

Local de defesa: Sala Cleusa Unioeste/*Campus* de Toledo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me dar a vida e mostrar que sou protegida, guiada e iluminada pela sua presença divina.

À minha orientadora Dra. Maristela Cavicchioli Makrakis, pela oportunidade e confiança em mais uma etapa. Foram anos de aprendizado ao seu lado e mesmo não seguindo exatamente sua área, vou seguir sempre seus ensinamentos como pessoa, professora, orientadora e amiga. Tenho muito orgulho de ser sua pupila.

À minha também orientadora Dra. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui, que embora não esteja formalmente no papel foi quem me ensinou os primeiros passos na área de alimentação. Prof. sou eternamente grata por cada palavra de conforto e também por todos os puxões de orelha. Quero ser, para meus alunos, um pouquinho do que você é para mim!

À minha grande amiga Mayara Pereira Neves que foi fundamental nesse trabalho. Obrigada pela ideia, pelo incentivo nas vezes que pensei em desistir, pelo apoio e por estar presente convivendo de longe comigo.

Ao programa de pós graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela oportunidade. Carla e Uiliam vocês são sensacionais.

Ao Consórcio Empreendedor Baixo Iguaçu - Grupo Neoenergia pelo suporte financeiro a pesquisa.

Ao Instituto Água Viva e GETECH pelo suporte logístico na realização das coletas. Em especial Dhonatan e Fábio por todo empenho realizado a campo e a parceria diária.

Ao coordenador Sergio Makrakis por todos desafios, que por muitas vezes me tirou o sono e a falta de auto confiança. Hoje sei o quanto isso foi importante para minha evolução como pessoa, superando meus medos, acreditando em mim e na nossa equipe.

Aos todos amigos do laboratório. Jhonny por todas as imagens e paciência e a todos que passaram. Alguns se tornaram grandes amigos Rafael, Leandro, Lu e Pathy, obrigada pela ajuda, pelas risadas e por serem presentes mesmo longe.

Aos meus colegas do IFMS que sempre me apoiam, principalmente os professores do meu eixo (Filipe, Fernando, Leonardo e Odair) que entenderam e cobriram minha ausência.

Aos meus pais João e Iracema, irmãs Cislén e Laressa, e sobrinhos Isadora e Davi, vocês são minha base e minha maior força. Obrigada pelo incentivo e confiança em todas as decisões.

Por fim, minhas grandes amigas Jennifer, Ketelen, Marcela, Ana Paula por serem as melhores do mundo. E meus grandes novos amigos Juliana, Isadora, Letícia, Edilson e Sylvania que se tornaram minha família em Coxim.

DIVERSIDADE E ESTRUTURA TRÓFICA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ANTES DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM EM UM RIO NEOTROPICAL

RESUMO

Na região anterior ao Parque Nacional do Iguaçu (PNI), uma das poucas áreas remanescentes de mata atlântica protegidas por Lei, foi construída a sexta usina hidrelétrica chamada Baixo Iguaçu, a qual iniciou em 2013, com início de operação em 2019. A construção dessa barragem alerta para potenciais impactos para a fauna de peixes. Como pesquisa no período que antecede a implantação do empreendimento, nosso objeto foi apresentar uma lista atualizada da fauna de peixes do Baixo rio Iguaçu e tributários, bem como avaliar as guildas tróficas e possíveis variações naturais, a fim de auxiliar futuros trabalhos na investigação de impactos causados pelo empreendimento. As amostragens foram mensais realizadas em 25 locais utilizando diversos equipamentos de captura, durante o ano de 2010 e 2013 a 2016. Foram coletados 87.745 espécimes, pertencentes a 74 espécies, distribuídos em oito ordens, 22 famílias e 52 gêneros. As ordens mais ricas foram Characiformes e Siluriformes (92% das espécies). Em relação à origem das espécies, 48% são autóctones, 39% alóctones, 9% exóticas e 4% híbridas. A fauna de peixes foi caracterizada por espécies de tamanho pequeno e médio. Dezoito espécies de grande porte ocorreram tanto nos tributários quanto no canal principal e cerca de 4% das espécies foram classificadas em perigo de extinção. Para as guildas tróficas, foram categorizadas seis: detritívoro, herbívoro, insetívoro, invertívoro, piscívoro e carnívoro. Também inferimos que as guildas tróficas sofrem influência interanuais e espaciais em nossa área e período de estudo. Essas variações nas guildas tróficas parecem não estar relacionadas com a construção da barragem. Entretanto, os efeitos pós represamento podem afetar a dinâmica natural que promove oscilações nas proporções das guildas. Esses resultados contribuirão para os entendimentos dos efeitos futuros na estrutura trófica da fauna de peixes no baixo Iguaçu. Assim nossos achados mostram resultados essenciais para investigações futuras que buscam revelar as influências que esse barramento pode ter causado na diversidade das espécies, bem como na composição das guildas tróficas.

Palavras-chave: UHE Baixo Iguaçu, lista atualizada, guildas tróficas.

DIVERSITY AND TROPHIC STRUCTURE OF FISH ASSEMBLIES BEFORE IMPLEMENTING A DAM IN A NEOTROPICAL RIVER

ABSTRACT

In the upstream region to the Iguaçu National Park (PNI), one of the few remaining areas of Atlantic forest protected by law, the sixth hydroelectric power plant named Baixo Iguaçu was built, which started in 2013, with operation beginning in 2019. The construction of this dam warns of potential impacts on fish fauna. As a research in the period prior to the implementation of the project, our aim was to present an updated list of fish fauna of the Lower Iguaçu River and tributaries, as well as to evaluate the trophic guilds and possible natural variations, in order to assist future studies in the investigation of impacts caused by the enterprise. Sampling was carried out monthly in 25 locations using several fishing gears, during the 2010 and from 2013 to 2016. 87,745 specimens, belonging to 74 species, were collected, distributed in eight orders, 22 families and 52 genera. The richest orders were Characiformes and Siluriformes (92% of the species). Regarding the origin of the species, 48% are indigenous, 39% alien, 9% exotic and 4% hybrid. The fish fauna was characterized by species of small and medium size. Eighteen large species occurred in both the tributaries and the main channel and about 4% of the species were classified as endangered. For the trophic guilds, six were categorized: detritivore, herbivore, insectivore, invertivore, piscivore and carnivore. We also infer that trophic guilds suffer interannual and spatial influences in our area and studied period. These variations in trophic guilds do not seem to be related to the construction of the dam. However, the post-damming effects can affect the natural dynamics that promote fluctuations in the proportions of the guilds. These results will contribute to the understanding of the future effects on the trophic structure of the fish fauna in the lower Iguaçu. Thus, our findings show essential results for future investigations that seek to reveal the influences that this impoundment may have caused on the diversity of species, as well as on the composition of trophic guilds.

Keywords: HPP Baixo Iguaçu, check list, trophic guilds.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica:

Capítulo 1: *Biota Neotropica*. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v19n3/pt/>

Capítulo 2: *Hydrobiologia*. Disponível em: <https://www.springer.com/journal/10750>

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO IGUAÇU ANTES DA IMPLANTAÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA BAIXO IGUAÇU	11
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. ÁREA DE ESTUDO	12
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.1 Análise dos dados	15
4. RESULTADOS	15
5. DISCUSSÃO.....	23
6. REFERÊNCIAS	26
CAPÍTULO 2: VARIAÇÕES INTERANUAIS E ESPACIAIS NA ESTRUTURAÇÃO TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO IGUAÇU, ANTES DA IMPLANTAÇÃO DA UHE BAIXO IGUAÇU	31
1. INTRODUÇÃO.....	32
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
2.1 Área de estudo	32
2.2 Amostragem.....	33
2.3 Variáveis ambientais.....	34
2.4 Procedimentos laboratoriais e categorização trófica.....	34
2.5 Análise de dados	35
3. RESULTADOS	36
4. DISCUSSÃO.....	47
5. REFERÊNCIAS	49

CAPÍTULO 1: ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO IGUAÇU ANTES DA IMPLANTAÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA BAIXO IGUAÇU

RESUMO

Este estudo apresenta uma lista atualizada da fauna de peixes do Baixo rio Iguaçu e tributários, a montante das Cataratas do Iguaçu, antes da conclusão construção da Usina Hidrelétrica (UHE) do Baixo Iguaçu. As amostragens foram mensais realizadas em 25 locais utilizando diversos equipamentos de captura, durante o ano de 2010 e 2013 a 2016. Os peixes capturados foram eutanasiados, fixados, conservados e identificados de acordo com as literaturas especializadas. As espécies foram categorizadas pela origem (autóctones, alóctones, exóticas e híbridas) e nível de ameaça, segundo critérios estabelecidos pela União Internacional para Conservação da Natureza. Foram coletados 87.745 espécimes, pertencentes a 74 espécies, distribuídos em oito ordens, 22 famílias e 52 gêneros. As ordens mais ricas foram Characiformes e Siluriformes, representando cerca de 92% de todas as espécies coletadas na bacia do baixo rio Iguaçu. Characidae, Cichlidae e Loricariidae foram as famílias com maior riqueza. Seis espécies foram identificadas apenas em nível de gênero: *Apteronotus* sp., *Characidium* sp. 1, *Heptapterus* sp., *Hoplias* sp. 1, *Hoplias* sp. 2 e *Pariolius* sp.. Em relação à origem das espécies, 48% são autóctones, 39% alóctones, 9% exóticas e 4% híbridas. As espécies autóctones mais frequentes foram *Astyanax bifasciatus*, *Bryconamericus ikaa* e *Pimelodus britskii*. Entre as espécies alóctones, as mais frequentes foram *Astyanax lacustres*, *Hypostomus myersi* e *Steindachnerina brevipinna*. Espécies exóticas foram representadas principalmente por *Oreochromis niloticus*. A fauna de peixes foi caracterizada por espécies de tamanho pequeno e médio. Dezoito espécies de grande porte ocorreram tanto nos tributários quanto no canal principal e cerca de 4% das espécies foram classificadas em perigo de extinção (*Astyanax gymnogenys*, *Steindachneridion melanoderdatum* e *Gymnogeophagus setequedas*). Com essas informações, será possível realizar um monitoramento mais eficiente da ictiofauna após a instalação da UHE Baixo Iguaçu para apontar, com maior segurança, os impactos provocados pela construção.

Palavras-chave: lista atualizada, peixe, alóctone, autóctone, exótica e híbricos.

CAPÍTULO 1: FISH FAUNA OF LOWER IGUAÇU RIVER BEFORE THE IMPLEMENTATION OF BAIXO IGUAÇU HPP

ABSTRACT

This study presents a checklist of fish fauna from the Lower Iguaçu River and tributaries upstream of the falls prior to the construction of the Lower Iguaçu Hydroelectric Power Plant (HPP). Samples were taken monthly at 25 points using various catching equipment, during the year 2010 and 2013 to 2016. The fishes caught were euthanized, fixed, preserved and identified according to the specialized literature. The species were categorized by origin (autochthonous, allochthonous, exotic and hybrid) and threat level according to criteria established by the International Union for Conservation of Nature. A total of 87,745 specimens from 74 species were collected, distributed in eight orders, 22 families and 52 genera. The richest orders were Characiformes and Siluriformes, representing about 92% of all species collected in the Lower Iguaçu River basin. Characidae, Cichlidae and Loricariidae were the richest families. Six species were identified only at genus level: *Apteronotus* sp., *Characidium* sp. 1, *Heptapterus* sp., *Hoplias* sp. 1, *Hoplias* sp. 2 and *Pariolius* sp.. Regarding the origin of the species, 48% are autochthonous, 39% allochthonous, 9% exotic and 4% hybrid. The most common native species were *Astyanax bifasciatus*, *Bryconamericus ikaa* and *Pimelodus britskii*. Among allochthonous species, the most frequent were *Astyanax lacustris*, *Hypostomus myersi* and *Steindachnerina brevipinna*. Exotic species were mainly represented by *Oreochromis niloticus*. Fish fauna was characterized by small and medium size species. Eighteen large species occurred in both tributaries and the main channel and about 4% of the species were classified as endangered (*Astyanax gymnogenys*, *Steindachneridion melanodermatum* and *Gymnogeophagus setequedas*). With this information, it will be possible to perform a more efficient monitoring of the fish fauna after the installation of the Baixo Iguaçu HPP to more safely point out the impacts caused by the construction.

Keywords: checklist, fish, allochthonous, autochthonous, exotic and hybrid

1. INTRODUÇÃO

A demanda energética para manutenção das atividades humanas vem crescendo nas últimas décadas. No Brasil, para suprir essa necessidade, grande parte da energia elétrica é proveniente de usinas hidrelétricas (Kliemann & Delariva 2015), fato relacionado com a ampla rede hídrica que favorece a implementação de vários projetos hidrelétricos, como usinas de médio (Pequenas Centrais Hidrelétricas - PCHs) a grande porte (Usinas Hidrelétricas de Energia - UHEs). Contudo, a construção desses empreendimentos altera diretamente os ecossistemas aquáticos, tanto em suas características físicas e abióticas (Barbosa et al. 1999), quanto na fauna em geral (Pelicice et al 2018). Entre os principais efeitos negativos reconhecidos está a profunda alteração na hidrologia do rio, o que acarreta modificações na estrutura da fauna de peixes, devido à fragmentação de habitats, dificuldade de dispersão, diminuição da diversidade de micro habitats, oferta de recursos e alterações nos aspectos reprodutivos (eg. espécies migradoras) (Agostinho et al., 2007). Embora esses efeitos sejam reconhecidos, a construção de empreendimentos hidrelétricos em cachoeiras tem se tornado cada vez mais comum nos rios brasileiros (Santos et al. 2018).

Na bacia do rio Iguaçu, o elevado desnível da no terceiro planalto se constituiu em grande atrativo para o aproveitamento hidrelétrico, resultando em cinco grandes reservatórios e vários pequenos, que alteraram notavelmente seus atributos físicos, químicos e biológicos (Baumgartner et al. 2012). Montante ao Parque Nacional do Iguaçu (PNI), uma das poucas áreas remanescentes de mata atlântica protegidas por Lei, aproximadamente 500 metros acima da foz do rio Gonçalves Dias, foi construída a sexta usina hidrelétrica Baixo Iguaçu, a qual iniciou em 2013, com início de operação em 2019. A construção dessa barragem alerta para potenciais impactos negativos, para a fauna de peixes, principalmente espécies endêmicas, inseridas dentro e nos limites do PNI (Unesco, 2012; Assumpção et al. 2017; Delariva et al. 2018). O endemismo e a baixa diversidade de espécies são características reconhecidas na bacia do Rio Iguaçu, levando a sua classificação como uma distinta Ecorregião Mundial de distribuição de peixes de água doce (Abell et al. 2008, Garavello & Sampaio 2010), decorrente do isolamento que essa bacia sofreu após a formação das Cataratas do Iguaçu há cerca de 22 milhões de anos (período Oligo-Mioceno) (Severi & Cordeiro, 1994). Atualmente, são reconhecidas para a bacia cerca de 100 espécies de peixes (Baumgartner et al., 2012). Em ambientes de menor porte, como riachos, a baixa riqueza da bacia do Baixo.

Rio Iguaçu é mais evidente, onde o número de espécies varia entre seis e 12 espécies

34 (Vitule & Abilhoa 2003, Bifi et al. 2006, Abilhoa et al. 2008, Neves et al. 2015,
35 Larentis et al. 2016, Delariva et al., 2018). Muitas dessas espécies foram descritas na última
36 década e há problemas de ordem taxonômica ainda não elucidados (Baumgartner et al. 2012).
37 Assim, como para região Neotropical, essa diversidade pode estar subestimada, o que reforça a
38 necessidade de obtenção de novos dados acerca dessa fauna, revisões taxonômicas e estudos
39 biogeográficos para melhor compreensão das peculiaridades dessa bacia.

40 Aliado a necessidade de conhecimento básico da biologia da fauna de peixes, outra
41 característica preocupante está relacionada com o fato de que o Rio Iguaçu é reconhecido como
42 o segundo rio brasileiro mais poluído (Bueno-Krawczyk et al. 2015; IBGE 2015). Essa poluição
43 é oriunda principalmente de atividades agrícolas (eg. contaminação por agrotóxicos) (Nimet et
44 al., 2017; Neves et al., 2018) e urbanas, principalmente próximo a nascente (eg. esgoto
45 industrial e doméstico) (Bueno-Krawczyk et al. 2015). Portanto, somado a implantação de
46 usinas hidrelétricas, esses impactos antrópicos podem acarretar extinções de espécies e
47 alterações na estrutura da fauna de peixes tão peculiar, cuja história evolutiva e biogeográfica
48 ainda é incompreendida. Efeitos na estrutura trófica de peixes já são reconhecidos na região de
49 represamento de usinas hidrelétricas no Rio Iguaçu como da UHE de Salto Caxias (Delariva et
50 al., 2013) e na UHE de Salto Segredo (Mise et al., 2013). Portanto, é fundamental conhecer a
51 fauna de peixes, bem como sua estrutura, antes da construção desses empreendimentos, para
52 avaliar o real impacto nos ecossistemas tanto a montante, como jusante e tributários.

53 Diante dos aspectos acima mencionados, este estudo apresenta uma lista atualizada da
54 fauna de peixes do Baixo Rio Iguaçu e tributários, na área de influência da Usina Hidrelétrica
55 Baixo Iguaçu, na fase que antecede o barramento. Além disso, trazemos informações relevantes
56 sobre a origem e nível de ameaça das espécies para prever os futuros impactos das atividades
57 hidroelétricas na estrutura da fauna de peixes, bem como fornece informações que podem
58 contribuir para a conservação e manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos.

59

60 **2. ÁREA DE ESTUDO**

61

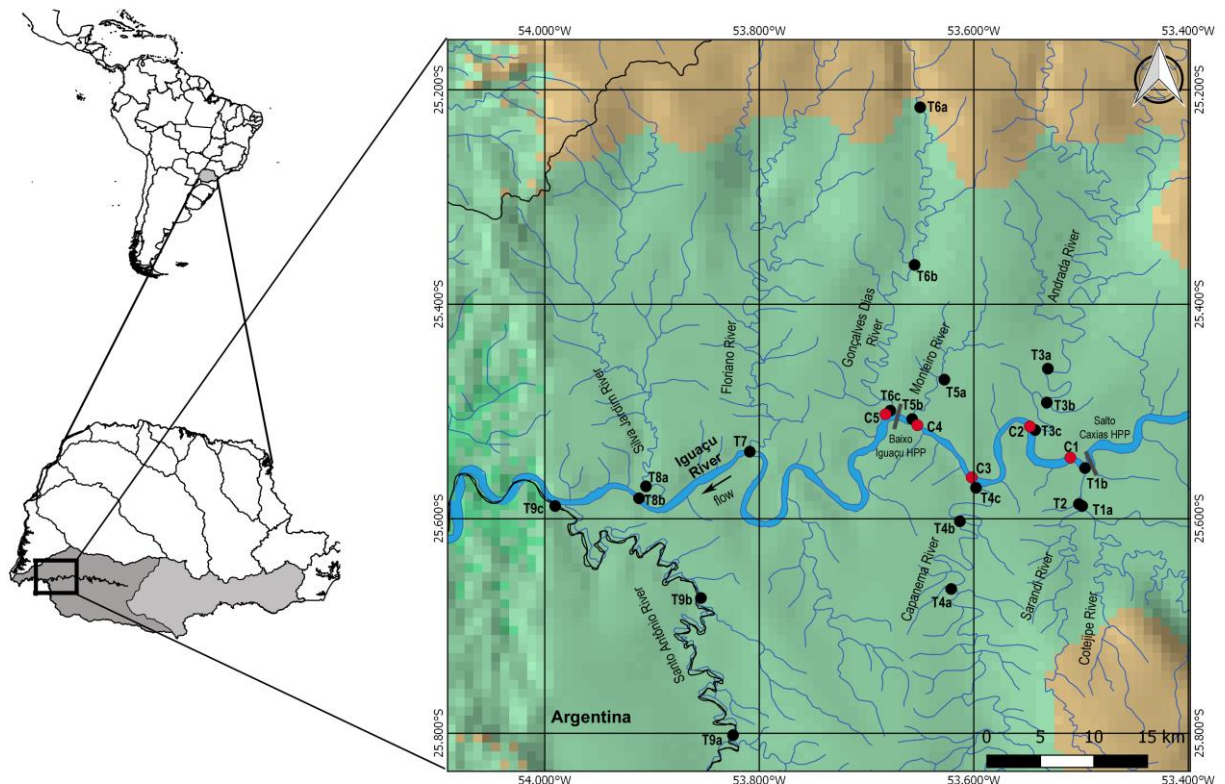
62 O Rio Iguaçu é considerado um dos afluentes mais importantes da bacia do Rio Paraná,
63 com 1.320 km de extensão (Bartozek et al. 2016). Esse rio nasce na Serra do Mar, flui através
64 de uma falha geológica, por todo o estado do Paraná, e antes da sua confluência com o Rio
65 Paraná (perto da cidade de Foz do Iguaçu) depara com quedas d'água provenientes de um
66 levantamento geológico (Maack 1981), conhecidas como Cataratas do Iguaçu. As quedas estão
67 inseridas no Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e são consideradas a feição morfológica mais

68 importante do PNI. Essa barreira natural formada pelas cataratas e outras cascatas na bacia do
 69 Rio Iguaçu manteve sua ictiofauna isolada do Rio Paraná por milhões de anos (Agostinho et al.
 70 2003), resultando em especiação e alto endemismo (Garavello et al. 1997, Agostinho et al.
 71 1999) estimado em 70% (Baumgartner et al. 2012).

72 O último aproveitamento hidrelétrico é a UHE Baixo Iguaçu (25°30'S e 53°40'W),
 73 situado a aproximadamente 500 metros da foz do Rio Gonçalves Dias e do Limite do Parque
 74 Nacional do Iguaçu (PNI), entre os municípios de Capanema, na margem esquerda, e Capitão
 75 Leonidas Marques, na margem direita (CEBI 2016). O reservatório ocupará uma área de 31
 76 km², sendo 18 km² formado pela calha natural do Rio Iguaçu e 13 km² da área de inundação
 77 (CEBI 2016).

78 A área de estudo compreende o Baixo Rio Iguaçu, abrangendo sua calha principal e
 79 tributários, na área de influência da UHE Baixo Iguaçu, durante a fase que antecede o
 80 barramento. O trecho amostrado corresponde desde a jusante da barragem de Salto Caxias e até
 81 a foz do Rio Santo Antônio – Parque Nacional do Iguaçu (Figura 1; Quadro 1).

82



83

84

85

Figura 1. Mapa da bacia do Baixo Rio Iguaçu mostrando sua localização no Brasil e no Estado do Paraná. Tributários (pontos em preto); Canal principal (pontos em vermelho).

86
87**Quadro 1.** Características dos locais de amostragem na bacia do Baixo Rio Iguaçu, Brasil.

Locais	Sub locais	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Largura (m)	Descrição
T1	a	25°35'17.04"	53°29'56.58"	257	39	Rio Cotejipe, afluente do Iguaçu. Situado logo a jusante da UHE Salto Caxias.
	b	25°33'9.54"	53°29'46.92"	270		
T2		25°35'10.74"	53°30'7.44"	278	12	Rio Sarandi, afluente do Rio Cotejipe
T3	a	25°27'36.18"	53°31'51.69"	291	24	Rio Andrada, afluente do Rio Iguaçu.
	b	25°29'29.70"	53°31'55.08"	263	37	
	c	25°31'2.28"	53°32'34.44"	309	62	
T4	a	25°39'54.84"	53°37'15.66"	268	25	Rio Capanema, afluente do Rio Iguaçu
	b	25°36'8.40"	53°36'46.98"	275	38	
	c	25°34'16.26"	53°35'52.68"	256	72	
T5	a	25°28'12.96"	53°37'39.00"	269	9	Rio Monteiro, afluente do Rio Iguaçu.
	b	25°30'25.38"	53°39'27.24"	279	17	
T6	a	25°12'58.98"	53°39'0.06"	460	17	Rio Gonçalves Dias, afluente do Rio Iguaçu. Situado no limite do PNI (margem direita). Sua foz com o Iguaçu é logo a jusante da UHE Baixo Iguaçu.
	b	25°21'48.12"	53°39'18.00"	293	36	
	c	25°29'57.06"	53°40'40.50"	241	38	
T7		25°32'14.82"	53°48'31.98"	225	39	Rio Floriano, afluente do Rio Iguaçu. Situado no PNI.
T8	a	25°34'11.09"	53°54'20.36"	250	31	Rio Silva Jardim, afluente do Rio Iguaçu. Situado no PNI.
	b	25°34'51.24"	53°54'43.68"	229	20	
T9	a	25°48'6.28"	53°49'28.35"	265	40	Rio Santo Antônio, afluente do Rio Iguaçu. É a divisa do Brasil e Argentina.
	b	25°40'25.80"	53°51'15.90"	233	15	
	c	25°35'17.16"	53°59'25.20"	215	57	
C1		25°32'30.18"	53°30'37.98"	268	348	Rio Iguaçu, logo a jusante do Reservatório de Salto Caxias.
C2		25°30'48.00"	53°32'40.62"	246	652	Rio Iguaçu
C3		25°33'49.14"	53°36'16.92"	284	592	Rio Iguaçu
C4		25°30'42.58"	53°39'5.76"	262	287	Rio Iguaçu, logo a montante da UHE Baixo Iguaçu (atual reservatório)
C5		25°29'57.54"	53°40'53.52"	249	747	Rio Iguaçu, logo a jusante do reservatório da UHE Baixo Iguaçu, margem direita no PNI.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Análise dos dados

As coletas de peixes foram realizadas em 25 locais de amostragens, utilizando diversos métodos de captura, como redes de espera (malha 2,5 a 14,0 cm), feiticeiras (6,0; 7,0 e 8,0 cm) e espinheis expostos por 24 horas, com revistas a cada 6 horas, bem como foi empregada a pesca elétrica. As coletas foram mensais durante dois períodos: durante o levantamento da ictiofauna (janeiro a dezembro de 2010) e monitoramento (setembro de 2013 a março de 2015, agosto de 2015 a março de 2016 e de agosto a dezembro de 2016). Os peixes capturados foram eutanasiados com benzocaína a 250mg/l, fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. As coletas foram efetuadas mediante as Autorizações do Instituto Ambiental do Paraná-IAP (Licenças no. 37788 e 43394) e das Autorizações do ICMBio (no 003/2014 e Ofício SEI no 63/2016- DIBIO/ICMBio) para os locais localizados no Parque Nacional do Iguaçu. Os procedimentos foram aprovados pelo Comitê de Ética de Uso Animal da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (CEUA) de acordo com os protocolos em seus aspectos éticos e metodológicos para o uso de peixes (nº 62/09). Espécies Voucher foram depositadas na coleção de peixes do Museu de Zoologia, Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

Espécimes foram identificados de acordo com Baumgartner et al. (2012), Garavello et al. (2012), Garavello & Sampaio (2010) e Graça & Pavanelli (2007). O nível de ameaça para cada espécie foi estabelecido de acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018). Esses regulamentos classificam as espécies ameaçadas de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira com as seguintes categorias: Extinto em estado selvagem (EW), Criticamente em perigo (CR), Em perigo (EN) e Vulnerável (VU). Além disso, as espécies foram categorizadas por origem com base em Langeani et al. (2007) e agrupados em categorias autóctones (nativas da bacia do alto rio Iguaçu), alóctones (espécies introduzidas pertencentes à região neotropical), exóticas (de outros continentes) e híbridas (cruzamento de espécies distintas).

4. RESULTADOS

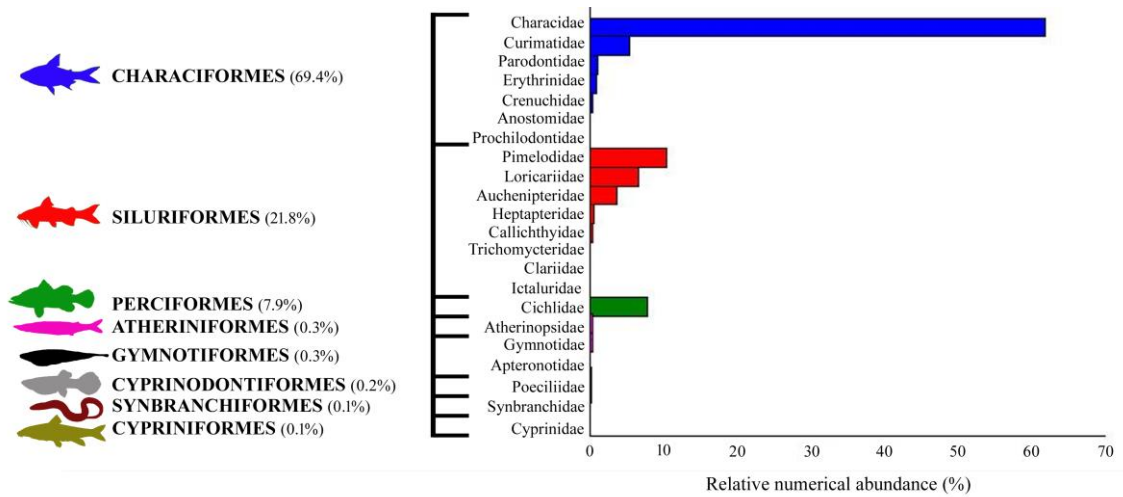
Foram coletados no total 87,745 espécimes, pertencentes a 74 espécies, distribuídos em 8 ordens, 22 famílias e 52 gêneros (Tabela 2). As ordens mais ricas foram Characiformes e Siluriformes, com 28 espécies, representando cerca de 92% de todas as espécies coletadas na

122 Bacia Baixo Rio Iguaçu (Figura 3). Characidae (16), Cichlidae e Loricariidae (nove,
123 respectivamente) foram as famílias com maior riqueza, compreendendo cerca de 46% de todas
124 espécies coletadas. Apenas seis foram identificadas a nível de gênero: *Apteronotus* sp.,
125 *Characidium* sp. 1, *Heptapterus* sp., *Hoplias* sp. 1, e *Hoplias* sp. 2 e *Pariolius* sp.. As espécies
126 mais frequentes em todos locais de amostragem foram *Astyanax bifasciatus* (21%),
127 *Bryconamericus ikaa* (11%) e *Pimelodus britskii* (10%). Em relação à origem das espécies,
128 39% (30) são autóctones, 48% (36) alóctones, 9% (7) exóticas e 4% (3) híbridas. Entre as
129 espécies alóctones, as mais frequentes foram *Astyanax lacustris* (26%), *Hypostomus myersi*
130 (13%) e *Steindachnerina brevipinna* (11%). Espécies exóticas foram representadas
131 principalmente por *Oreochromis niloticus* (Table 2).

132 Nos tributários foi observada maior riqueza de espécies (74), em relação aos locais de
133 amostragens no canal principal (58). Especificamente, destacam-se os tributários com maior
134 riqueza de espécies o T9 (61), T1 e T3 (58). Por outro lado, menor diversidade foi observado
135 em T7 (35 espécies). Além disso, 17 espécies foram capturadas apenas nos tributários. Dentre
136 essas, com ocorrência restrita, destacam-se *Heptapterus* sp. (T2), *Poecilia reticulata* (T5),
137 *Pareiorhaphis cf. parmula* (T6), *Roeboides descavadensis* e *Hypophthalmichthys nobilis* (T9).
138 Já no canal principal, C2 apresentou maior número de espécies (46), enquanto a menor foi
139 observada em C3 (43).

140 A fauna de peixes foi caracterizada principalmente por espécies de pequeno e médio
141 porte (74%) representadas principalmente por *Astyanax bifasciatus* (24%), *A. gymnodontus*
142 (13%) e *B. ikaa* (09%). Dezoito espécies de grande porte ocorreram tanto nos tributários quanto
143 no canal principal, sendo a mais frequente *P. britskii* (85%) e a mais rara *Steindachneridion*
144 *melanodermatum* (T4, T6, T9 e C1). Apenas três espécies (*Ctenopharyngodon idella* ,
145 *Megaleporinus piavussu* e *Pseudoplatystoma corruscans*) ocorreram apenas em tributários.

146 De 74 espécies registradas aqui, três foram classificadas com o nível de ameaça em
147 perigo (EN), *Astyanax gymnogonys*, *Steindachneridion melanodermatum* e *Gymnogeophagus*
148 *setequedas*. Dentre essas, destaca-se *S. melanodermatum*, a única espécie possivelmente com
149 comportamento migratório.



150

151

152

Figura 3. Porcentagem da riqueza das espécies de peixes correspondente as 08 ordens e 22 famílias, amostradas no Baixo Rio Iguaçu e tributários.

153 **Tabela 2.** Lista das espécies de peixes amostradas no Baixo Rio Iguazu e tributários. %N: porcentagem numérica; CP (cm): comprimento padrão
 154 máximo e mínimo; Porte: <20cm pequeno portem (P), M 20cm>40cm médio porte (M) e >40cm grande porte (G); Origem/ Nível de ameaça;
 155 Espécime Voucher : indivíduo depositado no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina - MZUEL.

Espécies	N%	CP/ Porte (cm)	Origem/ Nível de ameaça	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	C	C	C	C	C	Voucher
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5		
CYPRINIFORMES																			
Cyprinidae																			
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	0.01	48.8/23.0/G	Exotic	x		x								x					
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	0.06	74.0/16.0/G	Exotic	x		x	x	x	x			x	x				x		
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	*	26/M	Exotic											x					
CHARACIFORMES																			
Parodontidae																			
<i>Apareiodon vittatus</i> Garavello, 1977	1.00	15.5/1.4/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Curimatidae																			
<i>Cyphocharax cf. santacatarinae</i> (Fernández-Yépez, 1948)	2.67	22.7/1.3/M	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	2.87	22.0/2.0/M	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Prochilodontidae																			
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	0.03	36.0/19.6/M	Allochthonous	x		x	x	x	x	x	x	x	x			x			
Anostomidae																			
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	0.03	39.6/15.3/M	Allochthonous	x		x	x	x		x	x	x		x	x	x			
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	0.02	43.0/16.0/G	Allochthonous	x		x	x		x	x	x	x			x	x			
<i>Megaleporinus piavussu</i> Britski, Birindelli & Garavello, 2012	0.02	41.2/16.4/G	Allochthonous	x		x	x	x	x		x								
<i>Schizodon borelli</i> (Boulenger, 1900)	*	35.0/29.5/M	Allochthonous										x		x				
Crenuchidae																			
<i>Characidium</i> sp. 1	0.38	9.9/1.7/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	
Characidae																			
<i>Astyanax bifasciatus</i> Garavello & Sampaio, 2010	20.71	18.9/2.0/M	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Astyanax dissimilis</i> Garavello & Sampaio, 2011	3.14	14.4/2.0/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)	7.68	16.3/2.0/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Astyanax gymnogenys</i> Eigenmann, 1911	0.10	14.5/6.0/P	Autochthonous/EN	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				
<i>Astyanax lacustris</i> Lütken, 1875	6.69	16.4/1.0/P	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Astyanax minor</i> Garavello & Sampaio, 2010	5.50	18.7/2.2/M	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Astyanax serratus</i> Garavello & Sampaio, 2011	*	13.0/9.7/P	Autochthonous											x	x				
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	0.01	30.6/18/M	Allochthonous	x		x						x				x			
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004	10.83	8.3/0.7/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Bryconamericus pyahu</i> Azpelicueta, Casciotta & Almirón, 2003	0.08	5.8/2.3/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x		x	

* Porcentagem numérica (%N) inferior a 0.01

157 Continuação da Tabela 2.

Espécies	N%	CP/ Porte (cm)	Origem/ Nível de ameaça	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	C	C	C	C	C	Voucher
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5		
<i>Cyanocharax aff. alburnus</i> (Hensel, 1870)	2.40	7.5/1.1/M	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	13243
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911	0.01	4.3/2.7/P	Allochthonous	x	x		x	x											17979
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983	4.46	36.4/2.2/M	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17522
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	0.04	68.0/10.5/G	Autochthonous	x		x	x	x			x		x	x			x		17986
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	0.01	9.6/6.9/P	Allochthonous									x	x						13309
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	0.02	41.0/18.0/G	Allochthonous	x		x	x		x							x		x	13302
Erythrinidae																			
<i>Hoplias</i> sp. 1	0.30	48.2/5.5/G	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	13264
<i>Hoplias</i> sp. 2	0.30	52.0/5.5/G	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17662
SILURIFORMES																			
Trichomycteridae																			
<i>Trichomycterus davisi</i> (Haseman, 1911)	0.01	13.4/3.8/P	Allochthonous						x	x									15841
<i>Trichomycterus stawiarski</i> (Miranda Ribeiro, 1968)	0.01	13.0/3.5/P	Allochthonous						x	x									17950
Callichthyidae																			
<i>Corydoras aff. paleatus</i> (Jenyns, 1842)	0.27	14.6/1.5/P	Allochthonous	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x			x	x	17681
<i>Corydoras carlae</i> Nijssen & Isbrücker, 1983	*	6.0/5.5/P	Autochthonous					x					x						17500
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910	0.09	4.5/1.7/P	Allochthonous	x	x	x	x						x	x	x			x	17475
Loricariidae																			
<i>Ancistrus agostinhoi</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009	*	12.0/4.8/P	Autochthonous					x	x				x						15856
<i>Ancistrus mullerae</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009	1.22	16.1/1.5/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x		x	15862
<i>Hisonotus yasi</i> (Almirón, Azpelicueta & Casciotta, 2004)	0.11	7.0/1.2/P	Autochthonous	x	x	x	x	x	x				x		x	x	x	x	
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	0.03	35.5/11.0/M	Allochthonous	x		x	x		x				x	x	x				15849
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	0.17	43.5/3.3/G	Allochthonous	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	15887
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)	0.53	40.5/13.8/G	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17495
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	3.29	37.5/13.4/M	Allochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	16348
<i>Loricariichthys cf. rostratus</i> Reis & Pereire, 2000	1.44	28.5/5.0/M	Allochthonous	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17604
<i>Pareiorhaphis cf. parmula</i> Pereira, 2005	*	2.5/P	Autochthonous							x									
Heptapteridae																			
<i>Heptapterus</i> sp.	*	16.0/11.0/P	Autochthonous			x													15845
<i>Pariolius hollandi</i> (Haseman, 1911)	0.02	25.8/3.7/M	Autochthonous	x	x	x		x	x				x		x				17985
<i>Pariolius</i> sp.	0.01	18.5/8.5/P	Autochthonous			x			x										
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911	0.19	39.0/6.3/M	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	13276
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911	0.41	36.8/5.0/M	Autochthonous	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	15871
Ictaluridae																			
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	0.03	73.8/11.0/G	Exotic	x		x	x	x				x	x		x				13246

160

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758)

0.09 43.0/3.3/G Exotic

x x x x x x x x x x x

x 13318

161 Continuação da Tabela 2.

Espécies	N%	CP/ Porte (cm)	Origem/ Nível de ameaça	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	C	C	C	C	C	Voucher
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5			
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	0.07	42.3/3.2/G	Exotic	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x		16254
Hybrid																				
<i>Piaractus mesopotamicus</i> X <i>Colossoma macropomum</i>	*	36.9/33.5/M	Hybrid	x		x														15832
<i>Piaractus mesopotamicus</i> X <i>Piaractus brachypomus</i>	*	31.6/31.6/M	Hybrid															x		
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> X <i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	*	46.0/28.0/G	Hybrid									x	x							15877

162

163 5. DISCUSSÃO

164
 165 A baixa diversidade de espécies associada como uma das principais características da
 166 fauna de peixes da Bacia do Rio Iguaçu foi corroborada. Em nosso estudo, entre a jusante da
 167 barragem de Salto Caxias até a foz do Rio Santo Antônio, um trecho de aproximadamente 90
 168 km, foram registradas 74 espécies, número inferior ao observado por Baumgartner e
 169 colaboradores (2012) para bacia do Baixo Iguaçu, onde 106 espécies foram observadas na
 170 região, principalmente acima do trecho avaliado, que inclui os cinco reservatórios, em cascata,
 171 já existentes. Além disso, a baixa diversidade é ainda mais acentuada em riachos (Larentis et
 172 al. 2016, Delariva et al. 2018). Grande parte dessa riqueza contempla principalmente as ordens
 173 Characiformes e Siluriformes, seguindo a tendência observada na região Neotropical (Lowe-
 174 McConnell, 1999). Esse padrão também já foi relatado por outros inventários realizados em
 175 diferentes tipos de ambientes, como reservatórios (Baumgartner et al. 2006), rios (Bifi et al.
 176 2006) e riachos (Delariva et al. 2018, Sereia et al. 2017).

177 Espécies de pequeno porte, principalmente do gênero *Astyanax*, foram frequentes em
 178 todos os locais de amostragem. A presença de uma morfologia e hábitos generalistas favorecem
 179 a ampla distribuição desse grupo na bacia e o sucesso em diversos habitat. Além da elevada
 180 diversidade na bacia do Iguaçu, a descrição da maioria dessas espécies ocorreu na última década
 181 (Ingenito & Duboc, 2004, Alcaraz et al. 2009, Garavello & Sampaio 2010;). Ainda há muita
 182 incongruência taxonômica sobre as relações taxonômicas, bem como a identidade das próprias
 183 espécies (Rossini et al. 2016). Estudos indicam que essas dificuldades são resultantes de
 184 plasticidade fenotípica (Pavanelli & Oliveira 2009), indicando a necessidade de revisão
 185 taxonômica robusta. Porém, esse problema não é exclusivo de *Astyanax*. Como aqui observado,
 186 outras espécies ainda apresentam taxonomia não resolvida (*Apteronotus* sp., *Characidium* sp.
 187 1, *Heptapterus* sp., *Hoplias* sp. 1, e *Hoplias* sp. 2 e *Pariolius* sp.)

188 Maior riqueza de espécies foram observadas nos tributários, associadas também com
 189 espécies de pequeno porte. Além disso, *Pareiorhaphis* cf. *parmula*, espécie autóctone foi
 190 registrada apenas em tributários sob a influência do Parque Nacional do Iguaçu, o que reforça
 191 o papel do PNI na preservação e conservação da fauna de peixes. Também foram registrados
 192 em outros tributários espécies exclusivas autóctones *Heptapterus* sp. (T2) e *Pareiorhaphis* cf.
 193 *parmula* (T6), exclusivas alóctones *Poecilia reticulata* (T5) e *Roeboides descalvadensis* e
 194 exclusiva exótica *Hypophthalmichthys nobilis* (T9).

195 Além da menor diversidade, o canal principal não apresentou nenhuma espécie

196 exclusiva. O Rio Iguaçu é considerado o segundo rio mais poluído do Brasil e o acúmulo de
197 impactos antrópico e poluição no canal principal, desde suas nascentes (Bueno-Krawczyk et al.
198 2015), pode estar relacionado com a baixa diversidade de peixes quando comparado com os
199 tributários.

200 Nesse sentido, além dos efeitos de diferentes fontes poluidoras, a introdução de
201 espécies está entre as principais causas entre as principais causas de extinção de espécies em
202 diferentes regiões do planeta (Matthews 1998). Esse problema já vem sendo destaque para
203 pesquisas no Rio Iguaçu, onde a implementação de pisciculturas juntamente com os
204 reservatórios em série são impactos consideráveis na bacia (Agostinho et al. 1999). Em nosso
205 estudo, cerca de 50% das espécies são de origem alóctone. Entre elas, *Astyanax lacustris* é
206 comumente reportada para a bacia do Alto Rio Paraná e sua introdução é incerta. Utilizada no
207 controle de larvas de mosquito, *Poecilia reticulata* foi registrada apenas no Rio Monteiro (T5),
208 cuja bacia é altamente impactada por urbanização da cidade Capitão Leonidas Marques, cidade
209 próxima ao local de coleta. *Hypostomus myersi* é autóctone da bacia do Alto Rio Uruguai.
210 Espécies alóctones também foram registradas para outras regiões da bacia do Rio Iguaçu, como
211 no reservatório de Segredo (Garavello et al. 1997) e no reservatório de Salto Osório
212 (Baumgartner et al., 2006), onde também foi registrada a ocorrência da espécie migradora *P.*
213 *lineatus*. A transferência dessas espécies de bacias próximas a do Iguaçu pode ser devido ao
214 interesse para a pesca comercial como também para a aquariofilia, conforme comentado por
215 Garavello et al. (1997).

216 Espécies exóticas, como a Tilápia *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* também
217 foram registradas, oriundas, provavelmente, de escapes de pisciculturas. A tilapicultura já é um
218 registro alarmante com alto risco de invasão em ambientes naturais (Frota et al. 2019). Registros
219 de espécies introduzidas também foram evidenciados nos reservatórios do Iguaçu (Foz do
220 Areia, Segredo, Salto Santiago, Salto Osório e Salto Caxias) onde 20 espécies foram
221 catalogadas, sendo a Tilápia entre as maiores abundancias (Daga e Gubiani 2012). Associado
222 com piscicultura foram registrados a presença de híbridos (*Piaractus mesopotamicus* X
223 *Colossoma macropomum*, *Piaractus mesopotanicus* X *Piaractus brachypomus*,
224 *Pseudoplatystoma corruscans* X *Pseudoplatystoma fasciatum*). Assim como as espécies
225 exóticas, as híbridas são prováveis escapes de pisciculturas, enfatizando a falta de fiscalização
226 desses empreendimentos. Demais autores também afirmam que pisciculturas é potencial
227 invasor de espécies trazendo efeitos negativos com a introdução (Orsi & Agostinho 1999; Daga
228 et al. 2016)

229 A implementação de empreendimentos hidrelétricos, pelo seu uso múltiplo da água,

230 tem sido associada como facilitador de introdução e disseminação de espécies exóticas
231 (Agostinho et al. 1999). Além disso, as mudanças nas características físico-químicas do rio
232 promovem pressões não mensuráveis à fauna de peixes, principalmente para espécies com
233 maior sensibilidade e com requerimentos ecológicos específicos. Aqui, três potenciais espécies
234 podem ser afetadas de maneira mais drástica, *Astyanax gymnogenys*, *Steindachneridion*
235 *melanodermatum* e *Gymnogeophagus setequedas*, que já estão consideradas em perigo
236 (ICMbio, 2018). O surubim do Iguaçu, *S. melanodermatum*, considerada endêmica da bacia do
237 Rio Iguaçu e possivelmente migradora (Agostinho & Gomes 1997, Ludwig et al. 2005, Brehm
238 et al. 2016), é o maior peixe do Rio Iguaçu, habitante de águas rápidas e locais profundos em
239 trechos do rio em que o fluxo natural da água ainda está preservado (Garavello 2005). Além da
240 perda de seu habitat preferencial, locais profundos, e de conectividade ocasionada pelas
241 barragens das sucessivas hidrelétricas, a pesca também contribui para o declínio populacional
242 dessa espécie. O estoque desta espécie tem sofrido elevada pressão da pesca proibida e de difícil
243 fiscalização, pois além de envolver dois países (Brasil e Argentina) a pesca da espécie tem
244 ocorrido de forma intensa nos finais de semana e feriados (UNIOESTE 2017). Por ser uma
245 espécie de topo de cadeia, sua ausência pode repercutir negativamente nos demais níveis
246 tróficos.

247 Diante disso, comparada a de outras bacias neotropicais, a baixa diversidade de
248 espécies da bacia do Rio Iguaçu, juntamente com as questões taxonômicas não esclarecidas,
249 introdução de espécies exóticas e a presença de quatro espécies em perigo de extinção, a
250 construção da UHE Baixo Iguaçu causa preocupação quanto às futuras alterações hidrológicas
251 que o represamento promoverá nos tributários a jusante, principalmente aqueles localizados
252 no PNI, e conseqüentemente na fauna de peixes, onde o reconhecimento das espécies é
253 essencial para projetar estratégias de manejo e conservação dos ambientes aquáticos (Agostinho
254 et al. 2016). Assim, o presente estudo é relevante em apresentar uma lista de espécies atualizada
255 para a bacia do Baixo Rio Iguaçu, considerando a mais recente hidrelétrica, agora em operação,
256 a UHE Baixo Iguaçu, esses dados servirão de base para futuros estudos que investiguem os
257 potenciais efeitos desse empreendimento na fauna de peixes na região.

258 **6. REFERÊNCIAS**

259

260 ABELL, R., THIEME, M. L., REVENGA, C., BRYER, M., KOTTELAT, M.,
 261 BOGUTSKAYA, N., COAD, B., MANDRAK, N., CONTRERASBALDERAS, S.,
 262 BUSSING, W., STIASSNY, M. L. J., SKELTON, P., ALLEN, G. R., UNMACK, P.,
 263 NASEKA, A., N. G. R., SINDORF, N., ROBERTSON, J., ARMIJO, E., HIGGINS, J. V.,
 264 HEIBEL, T. J., WIKRAMANAYAKE, E., OLSON, D., LÓPEZ, H. L., REIS, R. E.,
 265 LUNDBERG, J. G., SABAJ-PÉREZ, M. H. & PETRY, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the
 266 World: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation.
 267 *BioScience*, 58(5):403-414.

268 ABILHOA, V., DUBOC, L. F., & DE AZEVEDO FILHO, D. P. 2008. A comunidade de
 269 peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. *Rev. Bras. Zool.*
 270 25(2): 238–246.

271 AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para
 272 o manejo. Eduem, Maringá.

273 AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SANTOS, N. C., ORTEGA, J. C. & PELICICE, F.M.
 274 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and
 275 management. *Fish. Res.* 173:26-36.

276 AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos
 277 pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.

278 AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SUZUKI, H. I. & JÚLIO JR., H. F. 2003. Migratory
 279 fishes of the upper Paraná River Basin, Brazil. In *Migratory fishes of South America: biology,*
 280 *fisheries and conservation status* (J. Carolsfeld, B. Harvey, C. Ross, & A. Baer, eds). World
 281 Fisheries Trust, Canada, p.19-98.

282 AGOSTINHO, A. A., MIRANDA, L. E., BINI, L. M., GOMES, L. C., THOMAZ, S. M. &
 283 SUZUKI, H. I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging.
 284 In: *Theoretical reservoir ecology and its applications*. (J. G. Tundisi, & M. Straskraba, eds).
 285 International Institute of Ecology, São Carlos, p. 227-265.

286 ALCARAZ, H. S. V., PAVANELLI, C. S., & BERTACO, V. A. 2009. *Astyanax jordanensis*
 287 (Ostariophysi: Characidae), a new species from the rio Iguaçu basin, Paraná, Brazil. *Neotrop.*
 288 *Ichthyol.* 7(2), 185-190.

289 ASSUMPCÃO, L., MAKRAKIS, S., SILVA, P. S., MAKRAKIS, M. C. 2017. Espécies de
 290 Peixes Ameaçadas de Extinção no Parque Nacional do Iguaçu. *Biodiversidade Brasileira*, 7: 4-
 291 17.

292 BARBOSA, F. A. R., J. PADISA 'K, ESPINDOLA, E. L. G., BORICS, G. & ROCHA, O.
 293 1999. The cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River
 294 Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (J.
 295 G. Tundisi & Straskaba, M. eds). Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São
 296 Carlos, 425–437.

297 BARTOZEK, E. C. R., BUENO, N. C., FEIDEN, A., & RODRIGUES, L. C. 2016. Response
 298 of phytoplankton to an experimental fish culture in net cages in a subtropical reservoir. *Braz. J.*

- 299 Biol. 76(4): 824-833.
- 300 BAUMGARTNER, D., BAUMGARTNER, G., PAVANELLI, C. S., SILVA, P. R. L.,
301 FRANA, V. A., OLIVEIRA, L. C. & MICHEON, M. RO. 2006. Fish, Salto Osório Reservoir,
302 Iguaçu River basin, Paraná State, Brazil. Check List. 2:1-4.
- 303 BAUMGARTNER, G., PAVANELLI, C.S., BAUMGARTNER, D., BIFI, A.G., DEBONA, T.
304 & FRANA, V.A. 2012. Peixes do Baixo rio Iguaçu. Eduem, Maringá.
- 305 BIFI, A. G., BAUMGARTNER, D., BAUMGARTNER, G., FRANA, V. A. & DEBONA, T.
306 2006. Composição específica e abundância da ictofauna do rio dos Padres, bacia do rio Iguaçu,
307 Brasil. Acta Sci. Biol. Sci. 28: 203-211.
- 308 BREHM, M., FILIPPIN, R. F., de MOURA, R. R. 2016. O impacto ambiental causado à
309 ictiofauna do rio Iguaçu pela exploração do potencial hidrelétrico: o caso do surubim do Iguaçu
310 (*Steindachneridion melanodermatum*). Rer. Bras. Energ, 1: 30-47.
- 311 BUENO-KRAWCZYK. A. C. D., GUILOSKI, I. C., PIANCINI, L. D. S., AZEVEDO, J. C.,
312 RAMSDORF, W. A., IDE, A. H., GUIMARÃES, A. T. B., CESTARI, M. M. & SILVA DE
313 ASSIS, H. C. 2015. Multibiomarker in fish to evaluate a river used to water public supply.
314 Chemosphere, 135:247-264.
- 315 CEBI/Consórcio Empreendedor Baixo Iguaçu. 2016. Termo de Referência para execução do
316 Programa de Monitoramento do Meio Aquático – Subprograma Limnologia e Qualidade da
317 Água na área de Influência da UHE Baixo Iguaçu. Capanema, PR, 65p.
- 318 DAGA, V.S., DEBONA, T., ABILHOA, V., GUBIANI, É. A. & VITULE, J.R.S. 2016. Non-
319 native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: a review of
320 the Iguaçu River. Aquat. Invasions. 11(2):209-223.
- 321 DAGA, V. S., & GUBIANI, É. A. 2012. Variations in the endemic fish assemblage of a global
322 freshwater ecoregion: associations with introduced species in cascading reservoirs. Acta
323 Oecologica. 41: 95-105.
- 324 DELARIVA, R. L., HAHN, N. S & KASHIWAQUI, E. A. 2013. Diet and trophic structure of
325 the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. Neotrop. Ichthyol. 4:891- 904.
- 326 DELARIVA, R. L., NEVES, M. P., LARENTIS, C., KLIEMANN, B. C. K., BALDASSO,
327 M. C. & WOLFF, L. L. 2018. Fish fauna in forested and rural streams from an ecoregion of
328 high endemism, lower Iguaçu River basin, Brazil. Biota Neotropica, 18(3):
329 <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0459>
- 330 FROTA, A., OLIVEIRA, R. C. D., BENEDITO, E., & GRAÇA, W. J. D. 2019. Ichthyofauna
331 of headwater streams from the rio Ribeira de Iguape basin, at the boundaries of the Ponta Grossa
332 Arch, Paraná, Brazil. Biota Neotropica, 19(1): [http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-](http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0666)
333 0666
- 334 GARAVELLO, J. C. 2005. Revision of genus *Steindachneridion* (Siluriformes: Pimelodidae).
335 Neotrop. Ichthyol. 3(4): 607-623.
- 336 GARAVELLO, J. C. & SAMPAIO, F. A. A. 2010. Five new species of genus *Astyanax* Bird

- 337 & Girard, 1854 from Rio Iguazu, Parana, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae).
338 Braz. J. Biol. 70(3):847-865.
- 339 GARAVELLO, J. C., BRITSKI, H. A. & ZAWADZKI, C. H. 2012. The cascudos of the genus
340 *Hypostomus* Lacépède (Osteichthyes: Loricariidae) from the rio Iguazu basin. Neotrop.
341 Ichthyol. 10:263-283.
- 342 GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C.S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná
343 e áreas adjacentes. Eduem, Maringá.
- 344 GARAVELLO, J. C., PAVANELLI, C. S. & SUZUKI, H. I. 1997. Caracterização da ictiofauna
345 do rio Iguazu. In: Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. (A. A. Agostinho
346 & L.C. Gomes, eds). Eduem, Maringá, p.61-84.
- 347 ICMBIO/ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho
348 da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018.
349 <http://www.icmbio.gov.br/portal/component/content/article/10187>.
- 350 IBGE/ Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2015. Coordenação de Recursos Naturais
351 e Estudos Ambientais e Coordenação de Geografia. Indicadores de desenvolvimento
352 sustentável: Brasil. Rio de Janeiro: IBGE;
- 353 INGENITO, L. F. S., DUBOC, L. F. & ABILHOA, V. 2004. Contribuição ao conhecimento da
354 ictiofauna da bacia do alto rio Iguazu, Paraná, Brasil. Arquivos de Ciências Veterinárias e
355 Zoológicas da UNIPAR 7:23-36.
- 356 KLIEMANN, B. C. K. & DELARIVA, R. L. 2015. Pequenas Centrais Hidrelétricas: cenários
357 e perspectivas no estado do Paraná. Ciência e Natura, 37(3): 274-283.
- 358 LANGEANI, F., CORRÊA e CASTRO, R. M., OYAKAWA, O. T., SHIBATTA, O.
359 A., PAVANELLI, C. S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná:
360 composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotropica, 7(3):
361 <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>
- 362 LARENTIS, C., DELARIVA, R. L., GOMES, L. C., BAUMGARTNER, D., RAMOS, I. P. &
363 SEREIA, D. A. O. 2016. Ichthyofauna of streams from the lower Iguazu River basin, Paraná
364 State, Brazil. Biota Neotropica, v(3): <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0117>
- 365 LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.
366 Edus, São Paulo: 534p.
- 367 LUDWIG, L. A. M.; GOMES, E.; ARTONI, R. F. 2005. Um método de reprodução induzida
368 para o surubim *Steindachneridion melanodermatum* (Siluriformes: Pimelodidae) do Rio
369 Iguazu. Ciências Biológicas e da Saúde, 11: 23-27.
- 370 MAACK, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. J. Olympio, Rio de Janeiro. 442p.
- 371 MATTHEWS, W. J. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. Chapman & Hall, New York.
372 MISE, F. T, FUGI, R., PAGOTTO, J. P. A. & GOULART E. 2013. The coexistence of
373 endemic species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) is propitiated by ecomorphological and
374 trophic variations. Biota Neotrop, 13(3): <http://dx.doi.org/10.1590/S1676->

- 375 06032013000300001
- 376 NEVES, M. P., DEVARIVA, R. L. & WOLFF, L. L. 2015. Diet and ecomorphological
377 relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National
378 Park. *Neotrop. Ichthyol.* 13:245-254.
- 379 NEVES, M. P., SILVA, J. C., BAUMGARTNER, D., BAUMGARTNER, G., & DELARIVA,
380 R. L. 2018. Is resource partitioning the key? The role of intra-interspecific variation in
381 coexistence among five small endemic fish species (Characidae) in subtropical rivers. *J. Fish.*
382 *Biol.* 93:238–249.
- 383 NIMET, J., GUIMARÃES, A. T. B. & DELARIVA, R. L. 2017. Use of Muscular
384 Cholinesterase of *Astyanax bifasciatus* (Teleostei, Characidae) as a Biomarker in
385 Biomonitoring of Rural Streams. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 99:232-238.
- 386 ORSI, M. L., & AGOSTINHO, A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes
387 acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Rer. Bras. Zool.*,
388 16(2): 557-560.
- 389 PAVANELLI, C. S. & OLIVEIRA, A. M. 2009. A redescription os *Astyanax gymnodontus*
390 (Eigenmann, 1911), a new combination, a polymorphic characid fish from the rio Iguaçu basin,
391 Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 7(4):569-578.
- 392 PELICICE, F. M., AZEVEDO-SANTOS, V. M., ESGUÍCERO, A. L. H., AGOSTINHO, A.
393 A., & ARCIFA, M. S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema
394 River, southeast Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 16(2).
- 395 ROSSINI, B. C., OLIVEIRA, C. A. M., DE MELO, F. A. G., DE ARAUJO BERTACO, V.,
396 DE ASTARLOA, J. M. D., ROSSO, J. J., FORESTI, F & OLIVEIRA, C. 2016. Highlighting
397 *Astyanax* species diversity through DNA barcoding. *PLoS One*, 11(12).
- 398 SANTOS, N. C. L., GARCÍA-BERTHOU, E., DIAS, J. D., LOPES, T. M., DE PAIVA
399 AFFONSO, I., SEVERI, W., GOMES, L. C. E AGOSTINHO, A. A. 2018. Cumulative
400 ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages.
401 *Hydrobiologia*, 819: 77-91.
- 402 SERIA, D. A. O., DUARTE, G. S. C. & DEBONA, T. 2017. A importância das unidades de
403 conservação para a preservação da diversidade de peixes em riachos. Estudo de caso: riacho
404 sanga 2 do poço preto, um afluente da bacia do rio Iguaçu, Parque Nacional do Iguaçu. *Relea*,
405 2:39-56.
- 406 SEVERI, W. & CORDEIRO, A. A. M. 1994. Catálogo de peixes da bacia do Rio Iguaçu.
407 IAP/GTZ, Curitiba. 118p.
- 408 VITULE, J. R. S. & ABILHOA, V. A. 2003. Composição da ictiofauna na bacia hidrográfrica
409 do rio Piraquara, alto rio Iguaçu, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. *Estudos de*
410 *Biologia*, 25(52): 43-49.
- 411 UNESCO/ United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 2012. World
412 Heritage Committee. Report: 36th Session. WHC-12/36. COM/7B. Add. Convention
413 Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage. Saint-Petersburg.

- 414 Available from <http://whc.unesco.org/archive/2012/whc12-36com-7BAdd-en.pdf>
- 415 UNIOESTE/ UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ. 2017. Getech;
416 INSTITUTO ÁGUA VIVA. Avaliação da ictiofauna e do ciclo reprodutivo na área de
417 influência da UHE Baixo Iguaçu - Relatório - Setembro de 2013 a Dezembro de 2016. Toledo,
418 PR.

CAPÍTULO 2: VARIAÇÕES INTERANUAIS E ESPACIAIS NA ESTRUTURAÇÃO TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO IGUAÇU, ANTES DA IMPLANTAÇÃO DA UHE BAIXO IGUAÇU

RESUMO

Os impactos das construções de barragem são reconhecidos, principalmente após o a fase de represamento ser concluída, porém a fase que antecede esses empreendimentos é pouco reconhecida. Nesse sentido, a utilização de guildas tróficas tem sido eficaz na avaliação de impactos oriundos das construções de empreendimentos hidrelétricos. Testemos a hipótese que existe variações naturais (temporais e espaciais) na estruturação das guildas tróficas na fase que antecede a implantação da Usina Hidrelétrica Baixo Iguaçu, rio Iguaçu. As amostragens foram realizadas em cinco locais no canal principal do rio Iguaçu, próximo ao empreendimento, no período de setembro de 2013 a dezembro de 2016. Foram categorizadas seis guildas tróficas: detritívoro, herbívoro, insetívoro, invertívoro, piscívoro e carnívoro. A guilda herbívora foi mais abundante numericamente, porém em biomassa a mais representativa foi invertívora, seguido de herbívora. Também inferimos que as guildas tróficas sofrem influência interanuais e espaciais em nossa área e período de estudo. Essas variações nas guildas tróficas parecem não estar relacionadas com a construção da barragem. Entretanto, os efeitos pós represamento podem afetar a dinâmica natural que promove oscilações nas proporções das guildas. Esses resultados contribuirão para os entendimentos dos efeitos futuros na estrutura trófica da fauna de peixes no baixo Rio Iguaçu.

Palavras-chave: guilda trófica, pré-represamento, peixe, variação natural.

CAPÍTULO 2: INTERANUAL AND SPATIAL VARIATIONS IN THE TROFFIC STRUCTURING OF ICTIOFAUNA DO BAIXO IGUAÇU, BEFORE THE IMPLEMENTATION OF HPP BAIXO IGUAÇU

ABSTRACT

The impacts of the dam constructions are recognized, mainly after the damming phase is completed, but the phase prior dam construction is little recognized. In this sense, the use of trophic guilds has been effective in assessing impacts arising from the construction of hydroelectric projects. We test the hypothesis that there are natural variations (temporal and spatial) in the structuring of the trophic guilds in the phase that precedes the implantation of the Baixo Iguaçú Hydroelectric Power Plant, Iguaçú River. Samplings were carried out in five locations on the main channel of the Iguaçú River, close to the project, from September 2013 to December 2016. Six trophic guilds were categorized: detritivore, herbivore, insectivore, invertivore, piscivore and carnivore. The herbivorous guild was more abundant numerically, but in biomass the most representative was invertivorous, followed by herbivore. We also infer that trophic guilds suffer interannual and spatial influences in our area and studied period. These variations in trophic guilds do not seem to be related to the construction of the dam. However, the post-damming effects could affect the natural dynamics that promote fluctuations in the proportions of the guilds. These results will contribute to the understanding of the future effects on the trophic structure of the fish fauna in the lower Iguaçú River.

Keywords: trophic guild, pre-impoundment, fish, natural variation.

1. INTRODUÇÃO

Os rios brasileiros são a principal fonte de geração energética (Agostinho et al., 2007; Barletta et al., 2010) para o setor elétrico nacional. Esse setor tem sua base nas construções de barragens e formação de grandes reservatórios de água. O impacto ambiental que essas construções acarretam são graves aos ecossistemas aquáticos, principalmente para a ictiofauna (Agostinho et al. 2008; Winemiller et al., 2016). Muitas perturbações ocorrem devido a formação do reservatório, especialmente alterações físicas-químicas, o que leva a substituição de espécies de peixes características do ambiente lótico por espécies de ambiente lêntico (Agostinho et al, 2007, Agostinho et al, 2016). Além disso, o sistema aquático fragmentado dificulta a migração de peixes e altera a composição e estrutura da ictiofauna (referência). Conseqüentemente, essas alterações no fluxo levam a redução o transporte longitudinal de recursos alimentares, modificando a disponibilidade e abundância de recursos autóctones e alóctones (Liermann et al., 2012) que afeta a dieta dos peixes (Delariva et al., 2013; Dias et al., 2020). Os impactos das construções de barragem são reconhecidos, principalmente após o a fase de represamento ser concluída (Loureiro-Crippa e Hahn, 2006; Luz-Agostinho et al., 2006; Delariva et al., 2013). No entanto, variações na composição e estrutura da ictiofauna antes e durante o período que antecede a formação do reservatório ainda são incertos. Essas informações podem elucidar as causas dessas variações (sejam elas naturais ou oriundas do empreendimento hidrelétrico), e conseqüentemente, auxiliar no gerenciamento e manejo da ictiofauna após o início das atividades do empreendimento.

Nesse sentido, a utilização de guildas tróficas tem sido eficaz na avaliação de impactos oriundos das construções de empreendimentos hidrelétricos (Dias et al., 2020). Especificamente, é possível analisar grupos semelhantes com tendência a respostas iguais mediante distúrbios (Welcomme et al., 2006), o que permite inferir sobre suas dinâmicas temporais e espaciais, mediante ou não a ações antrópicas. A compreensão da estrutura trófica natural da ictiofauna fornece informações sobre o funcionamento do ecossistema que estão inseridos (Zeni e Casatti, 2014; Oliveira et al. 2016). Naturalmente fatores ambientais podem alterar a composição e distribuição das espécies que compõe a guilda (Ximenes et al., 2011). Como exemplo a precipitação que auxilia no transporte e disponibilidade de nutrientes em ambientes neotropicais de água doce (Lowe-McConnell, 1999). Autores já relatam que mudanças no regime hidrológico modificam a disponibilidade de recursos alimentares (Corrêa et al., 2009; Pinto et al., 2011; Petry et al., 2013), afetando assim, as guildas tróficas de peixes.

34 Essas variações naturais na estrutura e composição de guildas tróficas podem ser afetadas
35 drasticamente pela implementação de barramentos e formação de reservatórios.

36 O rio Iguaçu possui um grande atrativo para o aproveitamento hidrelétrico, devido ao
37 elevado desnível da bacia. Já haviam instalados cinco grandes reservatórios em cascatas com
38 656 km² de área alagada que alteraram seus atributos físicos, químicos e biológicos do local
39 (Baumgartner et al., 2012). Recentemente, a sexta usina hidrelétrica no rio Iguaçu (UHE Baixo
40 Iguaçu), entrou em operação (CEBI, 2016). Esse empreendimento está localizado a 500 metros
41 acima do limite do Parque Nacional do Iguaçu (foz do rio Gonçalves Dias), conhecido pela sua
42 biodiversidade local. O PNI além de ser conhecido mundialmente pelas Cataratas do Iguaçu é
43 considerado Patrimônio Natural da Humanidade pela Organização das Nações Unidas para
44 Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) (ICMBio, 2020), apresentando uma das maiores áreas
45 contínuas remanescentes da Mata Atlântica no Brasil (Tabarelli et al., 2005). Tendo em vista
46 sua preservação, o PNI é de fundamental importância para proteção e conservação da
47 ictiofauna, especialmente se tratando das espécies endêmicas que são consideradas 80% no rio
48 Iguaçu (Baumgartner et al., 2012). Na área que compreende o empreendimento da UHE Baixo
49 não existe estudos prévios sobre guildas tróficas, por isso é necessário pesquisas nessa área,
50 para investigar os efeitos sob a ictiofauna a fim de auxiliar na investigação de futuros impactos.

51 Nesse estudo nós avaliamos a estruturação das guildas tróficas no Baixo Rio Iguaçu
52 entre os anos de 2013 a 2016. Para isso testamos a hipótese de que existe variações naturais
53 (temporais e espaciais) na estruturação das guildas tróficas. Esperamos que as guildas tróficas
54 estejam relacionadas com variações espaciais em nossa área de estudo, além disso, acreditamos
55 que no decorrer da construção da barragem, as guildas especialistas sejam mais afetadas que as
56 generalistas. Assim, nossos objetivos foram i) verificar diferenças nas variáveis ambientais
57 naturais entre anos e locais; ii) categorizar as guildas tróficas no baixo rio Iguaçu no período
58 que antecede a implantação da UHE Baixo Iguaçu; iii) verificar diferenças na abundância
59 numérica e biomassa das guildas tróficas entre anos e locais; iv) Relacionar as estrutura das
60 guildas com as variáveis ambientais.

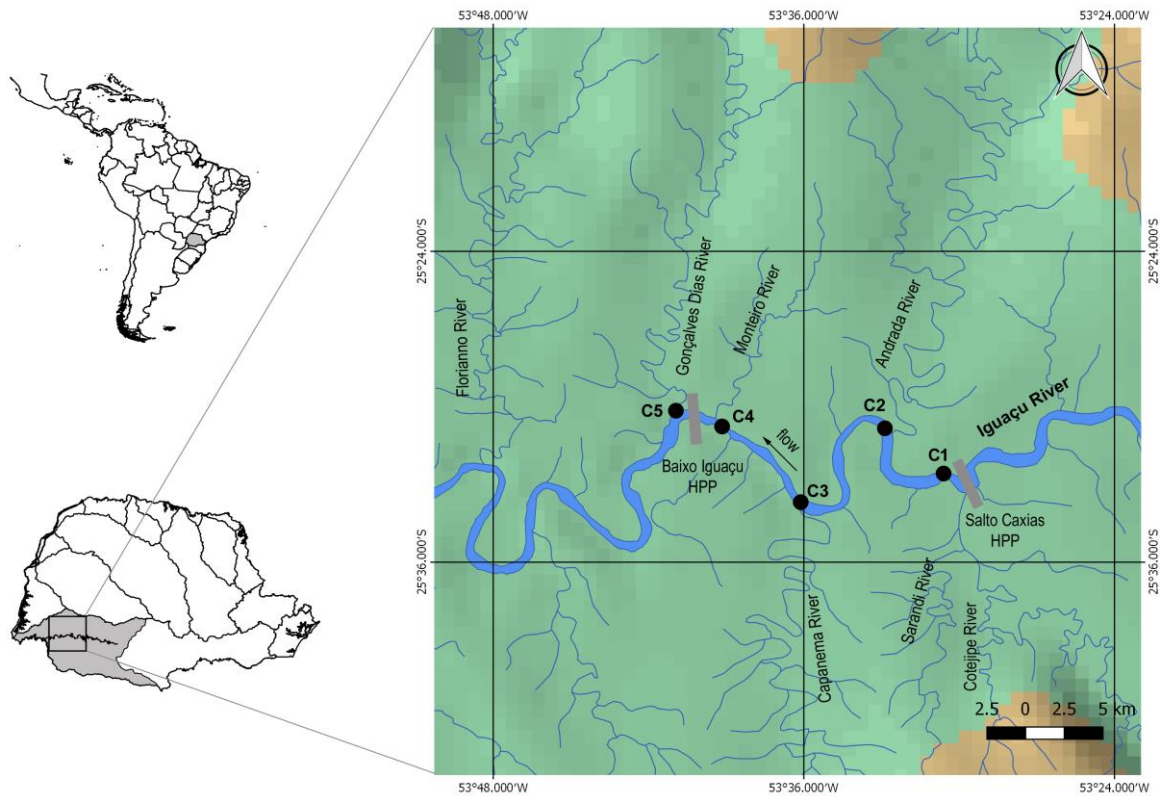
61 2. MATERIAIS E MÉTODOS

62 2.1 Área de estudo

63
64 O Rio Iguaçu é considerado um dos afluentes mais importantes da bacia do Rio Paraná,
65 com 1.320 km de extensão (Bartozek et al., 2016). Esse rio nasce na Serra do Mar, flui através
66 de uma falha geológica, por todo o estado do Paraná, e antes da sua confluência com o Rio
67 Paraná (perto da cidade de Foz do Iguaçu) depara com quedas d'água provenientes de um
68 levantamento geológico (Maack, 1981), conhecidas como Cataratas do Iguaçu. As quedas estão
69 inseridas no Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e são consideradas a feição morfológica mais
70 importante do PNI. Essa barreira natural formada pelas cataratas e outras cascatas na bacia do
71 Rio Iguaçu manteve sua ictiofauna isolada do Rio Paraná por milhões de anos (Agostinho et
72 al., 2003), resultando em especiação e alto endemismo (Garavello et al., 1997; Agostinho et al.,
73 1999) estimado em 70% (Baumgartner et al., 2012).

74 O último aproveitamento hidrelétrico é a UHE Baixo Iguaçu (25°30'S e 53°40'W),
75 situado a aproximadamente 500 metros da foz do Rio Gonçalves Dias e do Limite do Parque
76 Nacional do Iguaçu (PNI), entre os municípios de Capanema, na margem esquerda, e Capitão
77 Leonidas Marques, na margem direita (CEBI, 2016). A obra iniciou em 2013, com operação no
78 primeiro semestre de 2019. O reservatório ocupa uma área de 31 km², sendo 18 km² formado
79 pela calha natural do Rio Iguaçu e 13 km² da área de inundação (CEBI, 2016), com 516 metros
80 de extensão e 30 metros de altura.

81 A área de estudo compreende o Baixo Rio Iguaçu, abrangendo sua calha principal na
82 área de influência da UHE Baixo Iguaçu, durante a fase que antecede o barramento. O trecho
83 amostrado corresponde desde a jusante da barragem de Salto Caxias e até a jusante do
84 empreendimento (Figura 1).



85

86 **Figura 1.** Localização dos locais de amostragem no rio Iguaçu (C1 a C5).

87

88 **2.2 Amostragem**

89

90 As coletas de peixes foram realizadas em cinco locais de amostragens no canal
 91 principal do rio Iguaçu, utilizando diversos métodos de captura, como redes de espera (malha
 92 2,5 a 14,0 cm), feiticieras (6,0; 7,0 e 8,0 cm) e espinheis expostos por 24 horas, com revistas a
 93 cada 6 horas, bem como foi empregada a pesca elétrica. Os peixes capturados foram
 94 eutanasiados com benzocaína a 250mg/l, fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%.

95 O período de amostragem foi de quatro anos, caracterizados pela implantação da UHE
 96 Baixo Iguaçu:

97 2013 – Em julho é dado o início do canteiro de obras da UHE Baixo Iguaçu (Baixo
 98 Iguaçu, 2020). Nossas amostragens foram mensais de setembro a dezembro de 2013.

99 2014 – Em fevereiro houve o lançamento da ensacadeira para desvio do rio, finalizado
 100 em maio do mesmo ano, sendo necessário a reconstrução (Neoenergia, 2019). A reconstrução
 101 foi devido a elevada precipitação no mês de junho que destruiu grande parte da obra, estimada
 102 em 32.000m³/s, superior a 250 anos de recorrência (Baixo Iguaçu, 2020). Houve a suspensão

103 da licença de instalação da obra (Fiocrus, 2020). Nossas amostragens foram mensais durante
104 todo o ano.

105 2015 – A obra ficou paralisada por falta de licença até agosto, quando houve a
106 retomada da autorização (Neoenergia, 2019). Nossas amostragens foram mensais de janeiro a
107 março e agosto a dezembro.

108 2016 – Em fevereiro foi retomado os trabalhos na obra com a escavação do vertedouro
109 (Neoenergia, 2019). Nossas amostragens foram mensais de janeiro a março e agosto a
110 dezembro.

111 A estrutura trófica foi avaliada considerando a abundância numérica e biomassa das
112 espécies por guilda trófica, determinadas através da captura por unidade de esforço (CPUE)
113 para cada equipamento de pesca. Para padronização dos esforços dos equipamentos foi utilizado
114 o método multigear mean standardization MGMS (Gibson-Reinemer et al., 2016).

115 As coletas foram efetuadas mediante as Autorizações do Instituto Ambiental do
116 Paraná-IAP (Licenças no. 37788 e 43394) e das Autorizações do ICMBio (no 003/2014 e Ofício
117 SEI no 63/2016- DIBIO/ICMBio) para o local C5 localizado na margem do Parque Nacional
118 do Iguaçu. Os procedimentos foram aprovados pelo Comitê de Ética de Uso Animal da
119 Universidade Estadual do Oeste do Paraná (CEUA) de acordo com os protocolos em seus
120 aspectos éticos e metodológicos para o uso de peixes (nº 62/09).

121

122 **2.3 Variáveis ambientais**

123

124 Concomitantemente com as amostragens de peixes foram aferidas algumas variáveis
125 físicas e químicas da água: temperatura da água (°C); a condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); o
126 potencial Hidrogeniônico da água (pH), a concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)
127 (multiparâmetro, marca YSI Modelo Pro Plus), turbidez (NTU) (turbidímetro, marca
128 Policontrol) e profundidade (metros) (sonar, marca GARMIN, modelo M/N echo 100). Dados
129 de precipitação e vazão da estação porto Capanema do Sistema de Tecnologia e Monitoramento
130 Ambiental do Paraná (SIMEPAR) também estão inclusos nessas variáveis.

131

132 **2.4 Procedimentos laboratoriais e categorização trófica**

133

134 Espécimes foram identificados de acordo com Baumgartner et al. (2012), Garavello et
135 al. (2012), Garavello e Sampaio (2010) e Graça e Pavanelli (2007). Cada indivíduo foi medido

136 (comprimento total e padrão em cm) e pesado (g), eviscerados e retirado o estômago. De acordo
137 com o tamanho, as espécies foram classificadas em pequeno (< 20 cm), médio (entre 20 e 40
138 cm) ou grande (> 40 cm) porte (Baumgartner et al., 2012). Espécies Voucher foram depositadas
139 na coleção de peixes do Museu de Zoologia, Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

140 Os espécimes que apresentaram estômagos cheios e parcialmente cheios foram
141 utilizados para análise de conteúdos estomacais. Os itens alimentares foram identificados sob
142 microscópio óptico e estereoscópico de acordo com o método volumétrico (Hellawell e Abel,
143 1971; Hyslop, 1980). O volume de cada item foi obtido pela compressão do material (itens
144 alimentares) com lâmina de vidro sobre a placa milimetrada até uma altura conhecida (1mm),
145 e o volume convertido de milímetros para mililitros ($1 \text{ mm}^3 = 0,001 \text{ mL}$). Para os itens maiores
146 foi utilizada uma proveta graduada. Os itens foram identificados no menor grau taxonômico
147 possível usando chaves de identificação para peixes (Baumgartner et al., 2012) invertebrados
148 (Mugnai et al., 2010) e algas (Bicudo e Bicudo, 1970).

149 A partir da análise do conteúdo estomacal de 3534 indivíduos, foram categorizadas as
150 guildas tróficas de 26 espécies de um total de 59 espécies. Essas 26 espécies correspondem a
151 96% da abundância numérica total das espécies capturadas. As demais 33 espécies foram
152 consideradas raras e devido o número menor que cinco estômagos foram utilizadas informações
153 bibliográficas para categorizar sua guilda trófica (quando indisponível, para o gênero).

154 As guildas tróficas foram determinadas utilizando os critérios utilizados por Mérona
155 et al. (2001), onde mais de 50% de detrito/sedimento: detritívoro; mais de 50% de vegetais:
156 herbívoro; mais de 50% de insetos: insetívoro; mais de 50% de invertebrados aquáticos:
157 invertívoro aquático; mais de 50% de peixes: piscívoro; nenhuma dessas categorias com itens
158 de diferentes origens: onívoro. Assim, entre os conteúdos dos estômagos analisados e os da
159 literatura, as espécies foram categorizadas em seis guildas tróficas: detritívoro, herbívoro,
160 insetívoro, invertívoro, piscívoro e carnívoro.

161

162 **2.5 Análise de dados**

163

164 Para analisar diferenças das variáveis ambientais foi aplicado uma Análise de
165 Variância (ANOVA) de dois fatores (locais e anos). As variáveis que não atenderam o
166 pressuposto de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e a homocedasticidade (teste de Levene)
167 foi aplicado o teste de *Kruskall–Wallis* (KW), realizadas utilizando *software* STATISTICA v
168 7.0.

169 Uma PCA foi usada para sumarizar a matriz de variáveis ambientais, os eixos
170 escolhidos de acordo com o critério de Bronken-Stick e depois os fatores testados os possíveis
171 padrões pelo teste de *Kruskall–Wallis* (KW) e o teste pos-hoc de comparações múltiplas. Essa
172 análise foi realizada utilizando PC-ORD.

173 Para verificar se ocorrem variações interanuais (anos de amostragem) e espaciais
174 (locais de amostragem), na abundância numérica e biomassa das guildas tróficas, nós usamos
175 os Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) com função de distribuição gaussiana.
176 Para esses modelos, a proporção de cada guilda trófica foi considerada como variável de
177 resposta, anos e locais de amostragem foram considerados como efeitos fixos e os meses de
178 amostragem como efeitos aleatórios. Os GLMMs foram executados usando os seguintes
179 pacotes: “nlme” (Pinheiro, Bates, DebRoy, Sarkar e Team, 2019), “lme4” (Bates, Mächler,
180 Bolker & Walker, 2015), “lmerTest” (Kuznetsova, Brockhoff e Christensen, 2017), "stats" (R
181 Core Team, 2019) e "car" (Fox & Weisberg, 2019). Os modelos foram realizados no software
182 R (R Core Team, 2019), considerando o intervalo de confiança de $p < 0,05$. Em complemento,
183 a relação do padrão verificado na PCA com a abundância numérica e biomassa das guildas
184 tróficas foram avaliadas pelas correlações de Spearman.

185

186 3. RESULTADOS

187

188 As variáveis ambientais apresentaram diferenças significativas entre locais e anos
189 (Tabela 1). Para os locais as variáveis significativas foram condutividade elétrica e pH, já para
190 os anos todas apresentaram diferenças, exceto turbidez (Tabela 1). Dentre as variáveis
191 analisadas, algumas apresentaram valores médios anuais discrepantes nos cinco locais de
192 amostragem: a temperatura foi maior em 2015, em todos os locais; a turbidez no local C1
193 apresentou as menores médias registradas, e a maior no C3 em 2015; condutividade elétrica e
194 pH se mostram maior no local C3 em 2013; oxigênio dissolvido (% e mg/L) apresentaram
195 menores médias em 2013 para C1 e C3; precipitação e vazão foram maiores em 2014 para todos
196 os locais (Tabela 1).

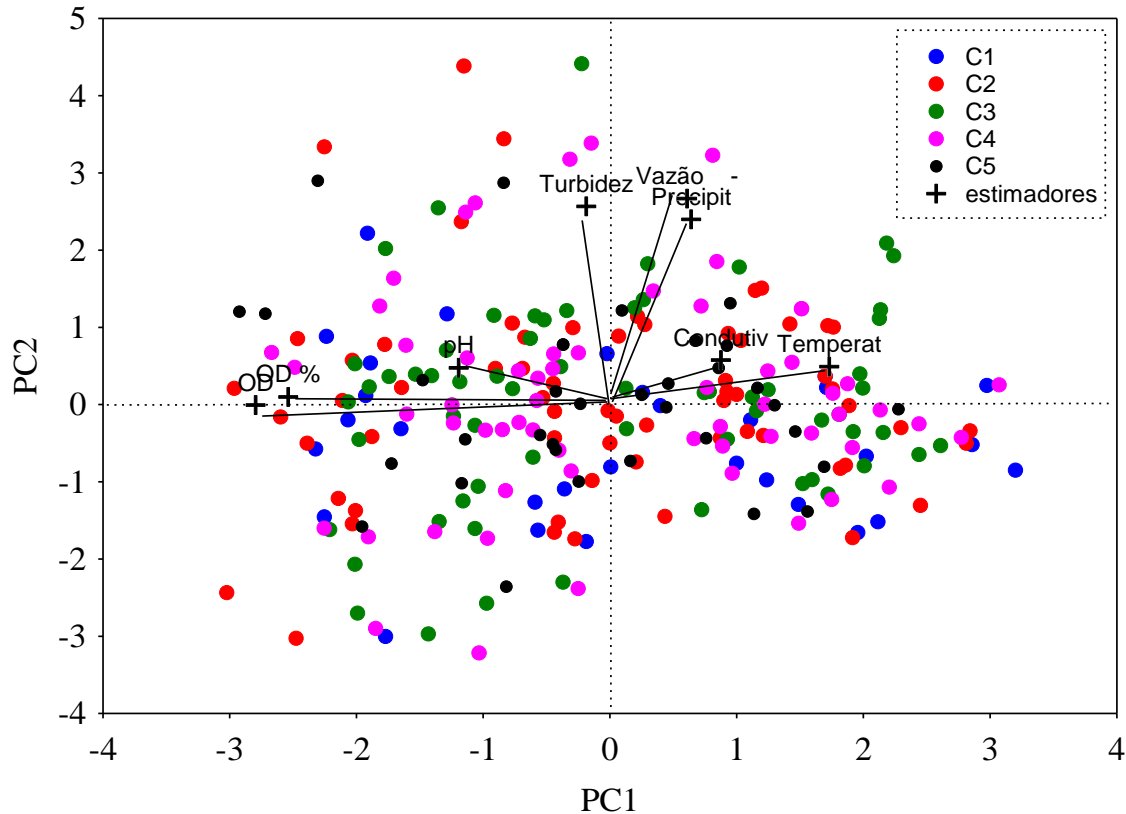
197
198

Tabela 1. Variáveis ambientais (média ± desvio padrão) medidas no rio Iguaçu, antes a implantação da UEH Baixo Iguaçu. Valores de *p* referentes as análises que diferem as variáveis entre os locais (L) e anos (A).

Valor de <i>p</i>	Temperatura (°C)		Turbidez (NTU)		Condutividade elétrica (µS/cm)		Oxigênio dissolvido (%)		pH		Oxigênio dissolvido (mg/L)		Precipitação (mm)		Vazão (m ³ /s)	
	L	A	L	A	L	A	L	A	L	A	L	A	L	A	L	A
	0,27	0,01	0,11	0,64	0,00	0,01	0,75	0,00	0,00	0,00	0,83	0,00	0,86	0,01	0,77	0,03
C1	2013	20,74 ± 3,04	21,41 ± 27,30		47,62 ± 5,37		64,28 ± 9,25		6,57 ± 1,18		5,72 ± 1,00		135,7 ± 39,12		2190,36 ± 327,65	
	2014	22,07 ± 2,53		23,28 ± 19,07		39,82 ± 4,30		77,40 ± 20,17		6,33 ± 0,55		6,45 ± 1,72	207,92 ± 142,28		2373,59 ± 1374,64	
	2015	22,55 ± 2,78		14,77 ± 5,63		42,61 ± 4,08		86,96 ± 16,46		7,08 ± 0,82		7,48 ± 1,71	150,67 ± 72,73		2625,34 ± 913,33	
	2016	22,05 ± 2,78		13,93 ± 6,58		42,62 ± 7,20		81,41 ± 15,28		7,13 ± 0,97		6,95 ± 1,35	157,3 ± 79,07		2188,96 ± 472,17	
C2	2013	23,26 ± 3,21	25,33 ± 29,43		54,51 ± 11,31		70,06 ± 11,56		7,05 ± 0,46		5,80 ± 0,99		135,7 ± 39,12		2190,36 ± 327,65	
	2014	23,56 ± 4,08		31,19 ± 54,21		46,46 ± 9,96		79,29 ± 17,21		6,64 ± 0,50		6,61 ± 1,66	207,92 ± 142,28		2373,59 ± 1374,64	
	2015	23,61 ± 2,83		56,11 ± 143,85		48,61 ± 9,28		86,74 ± 11,71		6,89 ± 0,65		7,27 ± 1,40	150,67 ± 72,73		2625,34 ± 913,33	
	2016	22,96 ± 3,38		30,23 ± 27,36		51,09 ± 10,65		86,07 ± 13,34		7,23 ± 0,90		7,26 ± 1,39	157,3 ± 79,07		2188,96 ± 472,17	
C3	2013	21,70 ± 3,58	34,54 ± 33,50		71,07 ± 37,868		83,27 ± 9,52		7,39 ± 0,55		7,15 ± 0,86		135,7 ± 39,12		2190,36 ± 327,65	
	2014	23,17 ± 3,43	26,69 ± 27,40		56,98 ± 18,30		67,80 ± 15,23		7,03 ± 0,61		5,80 ± 1,41		207,92 ± 142,28		2373,59 ± 1374,64	
	2015	23,72 ± 2,50		61,36 ± 174,65		66,14 ± 20,20		83,19 ± 12,17		6,97 ± 0,35		7,05 ± 0,90	150,67 ± 72,73		2625,34 ± 913,33	
	2016	23,14 ± 3,61	52,75 ± 123,36		65,55 ± 20,35		96,15 ± 21,75		7,35 ± 0,38		8,12 ± 1,00		157,3 ± 79,07		2188,96 ± 472,17	
C4	2013	20,67 ± 3,44	19,69 ± 13,39		67,00 ± 29,07		79,84 ± 9,60		7,11 ± 0,66		7,08 ± 1,05		135,7 ± 39,12		2190,36 ± 327,65	
	2014	21,35 ± 3,99	30,49 ± 23,21		52,50 ± 15,03		69,03 ± 15,51		6,89 ± 0,37		6,04 ± 1,58		207,92 ± 142,28		2373,59 ± 1374,64	
	2015	23,57 ± 1,99		23,26 ± 35,10		53,53 ± 16,12		81,64 ± 17,51		6,87 ± 0,42		7,10 ± 1,11	150,67 ± 72,73		2625,34 ± 913,33	
	2016	22,40 ± 3,22	45,70 ± 108,11		63,47 ± 18,99		93,91 ± 16,40		7,24 ± 0,42		7,83 ± 0,98		157,3 ± 79,07		2188,96 ± 472,17	
C5	2013	21,09 ± 3,04	31,53 ± 35,13		44,79 ± 6,30		64,85 ± 18,64		7,01 ± 0,60		5,40 ± 0,78		135,7 ± 39,12		2190,36 ± 327,65	
	2014	22,33 ± 3,37	22,84 ± 13,72		45,11 ± 12,78		82,00 ± 15,08		6,78 ± 0,93		7,04 ± 1,44		207,92 ± 142,28		2373,59 ± 1374,64	
	2015	25,54 ± 1,31		31,70 ± 17,84		46,96 ± 4,93		81,19 ± 8,94		6,60 ± 0,12		6,53 ± 0,81	150,67 ± 72,73		2625,34 ± 913,33	
	2016	23,67 ± 2,00	22,10 ± 17,99		49,88 ± 8,92		96,10 ± 7,41		7,06 ± 0,66		8,07 ± 0,83		157,3 ± 79,07		2188,96 ± 472,17	

199

200 Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais validados pelo Broken
 201 Stick e significativos pelo teste de randomização (999 aleatorizações) $p < 0,01$, resumiram
 202 48,10% (PC1 com 27,81% e PC2 com 20,29%), do gradiente ambiental avaliado (Figura 2).



203 **Figura 2.** Dispersão (biplot) da análise de componentes principais relativa ao conjunto de
 204 variáveis abióticas entre os locais e anos amostrados.

206
 207

208 A distribuição dos locais foi difusa e demonstra grande variação principalmente para
 209 o PC1 que foi influenciado positivamente pela temperatura da água e condutividade elétrica. Já
 210 as variáveis Oxigênio dissolvido %, Oxigênio dissolvido (ml) e pH foram fortemente negativas
 211 (Tabela 2). Por outro lado, para o PC2 todas as variáveis (vetores) permaneceram no espaço
 212 positivo. Isso explica a distribuição do local C1, pois a maioria das amostragens nesse local
 213 apresentou valores baixos (espaço negativo do PC2) em relação aos outros locais.

214 **Tabela 2.** Escores das variáveis ambientais que participaram da formação dos eixos da
 215 **Análise de Componentes Principais.**

	PC1	PC2
Temperatura da água	1,7320	0,4895
Condutividade elétrica	0,8759	0,5762
Precipitação	0,6428	2,3978
Vazão	0,6099	2,6676
Turbidez	-0,1868	2,5664
pH	-1,1929	0,4737
Oxigênio dissolvido %	-2,5379	0,0968
Oxigênio dissolvido (ml)	-2,7940	-0,0083

216
 217 O padrão espacial demonstrado não foi significativo, contudo, a influência temporal
 218 apresentou diferenças significativa para ambos os eixos ($H = 26,21$; $p < 0,0001$; $H = 7,85,21$; p
 219 $< 0,049$, PC1 e PC2 respectivamente) e o testes de comparações múltiplas indicou que para o
 220 PC1 o ano de 2016 foi distinto dos demais (elevados valores de OD e pH) e para o PC2 o ano
 221 de 2014 (elevados valores de turbidez, vazão e precipitação) foi diferente de 2015 (elevados
 222 valores de temperatura).

223 As guildas foram tróficas categorizadas utilizando 25030 indivíduos de peixes
 224 coletados, pertencentes a 8 ordens, 21 famílias e 59 espécies, caracterizadas principalmente por
 225 espécies de pequeno (32,2%) e médio (41,1%) porte (Tabela 3). A ordem mais representativa
 226 foi Characiformes (74,9%) e a família Characidae (69%). As espécies mais abundantes foram
 227 *Astyanax bifasciatus* (23,8%), *Astyanas gymnodontus* (12,7), *Pimelodus britskii* (9,4%),
 228 *Astyanas lacustris* (7,2%) e *Astyanas minor* (6,7%). As demais espécies correspondem a 30,6%
 229 da abundância total. Já para biomassa as espécies mais representativas foram *Pimelodus britskii*
 230 (26,7%), *Astyanas bifasciatus* (9,1%) *Oligosarcus longirostris* (7%) e *Hypostomus myersi*
 231 (5,8%). As demais espécies correspondem 46% da biomassa total (Tabela 3).

232 **Tabela 3.** Lista das espécies de peixes amostradas no Baixo Rio Iguaçu com guildas tróficas categorizadas. %N: porcentagem numérica; CP (cm):
 233 comprimento padrão máximo e mínimo; Porte: <20cm pequeno portem (P), M 20cm>40cm médio porte (M) e >40cm grande porte (G); Voucher:
 234 indivíduo depositado no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina - MZUEL.

Espécies	% N	% Biomassa	CP / Porte (cm)	Guilda trófica	Voucher
CYPRINIFORMES					
Cyprinidae					
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	0,02	0,38	48.8-23.0/G	Herbívora* ¹	
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	0,02	0,38	69.0-16.0/G	Herbívora* ²	13303
CHARACIFORMES					
Parodontidae					
<i>Apareiodon vittatus</i> Garavello, 1977	0,55	0,19	15.5-1.4/P	Detritívora* ²	17679
Curimatidae					
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>santacatarinae</i> (Fernández-Yépez, 1948)	2,48	4,25	22.2-1.3/M	Detritívora	16272
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	1,77	0,93	22.0-2.0/M	Detritívora	17613
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	0,04	0,27	30.0-19.6/M	Detritívora* ³	13315
Anostomidae					
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	0,08	0,45	32.0-15.3/M	Onívora* ⁴	15870
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	0,04	0,41	43.0-16.0/G	Insetívora* ⁵	15836
<i>Megaleporinus piavussu</i> Britski, Birindelli & Garavello, 2012	0,02	0,29	41.2-20.4/G	Onívora* ⁴	17944
Crenuchidae					
<i>Characidium</i> sp. 1	0,20	0,01	9.9-1.8/P	Insetívora* ⁶	17568
Characidae					
<i>Astyanax lacustris</i> Garutti & Britski, 2000	7,17	1,84	16.4-1.4/P	Herbívora	16359
<i>Astyanax bifasciatus</i> Garavello & Sampaio, 2010	23,82	9,08	38.9-1.7/M	Herbívora	16267
<i>Astyanax dissimilis</i> Garavello & Sampaio, 2011	0,69	0,13	12.2-1.7/P	Herbívora	16339
<i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)	12,71	5,44	16.3-0.7/P	Herbívora	16353
<i>Astyanax gymnogonys</i> Eigenmann, 1911	0,15	0,09	14.5-6.1/P	Invertívora* ²	
<i>Astyanax minor</i> Garavello & Sampaio, 2010	6,70	1,84	28.7-2.1/M	Herbívora	16346
<i>Astyanax serratus</i> Garavello & Sampaio, 2011	0,01	0,01	13.0-9.7/P	Onívora* ⁴	15827
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	0,01	0,07	30.6-18.0/M	Onívora* ⁷	15855
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004	9,64	0,23	8.3-0.7/P	Insetívora	17521
<i>Bryconamericus pyahu</i> Azpelicueta, Casciotta & Almirón, 2003	0,04	0,00	4.8-2.5/P	Insetívora* ⁸	15830
<i>Cyanocharax</i> aff. <i>alburnus</i> (Hensel, 1870)	3,72	0,09	30.0-1.1/M	Insetívora	13243
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983	4,27	6,96	36.4-2.2/M	Piscívora	17522
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	0,10	3,41	68.0-22.5/G	Herbívora	17986
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	0,01	0,21	39.5-19.5/M	Piscívora* ⁹	13302

Continuação Tabela 3.

Espécies	% N	% Biomassa	CP / Porte (cm)	Guilda trófica	Voucher
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> sp. 1	0,38	3,84	48.2-5.5/G	Piscívora	13264
<i>Hoplias</i> sp. 2	0,31	3,95	52.0-2.3/G	Piscívora	17662
SILURIFORMES					
Callichthyidae					
<i>Corydoras</i> aff. <i>paleatus</i> (Jenyns, 1842)	0,09	0,01	7.0-1.5/P	Detritívora* ¹⁰	17681
<i>Corydoras carlae</i> Nijssen & Isbrücker, 1983	0,00	0,00	6.0-5.5/P	Detritívora* ¹⁰	17500
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910	0,02	0,00	4.5-1.7/P	Detritívora* ¹⁰	17475
Loricariidae					
<i>Ancistrus mullerae</i> Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009	0,07	0,03	16.1-1.5/P	Detritívora* ¹¹	15862
<i>Hisonotus yasi</i> (Almirón, Azpelicueta & Casciotta, 2004)	0,14	0,00	19.0-1.2/P	Detritívora* ¹²	
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	0,03	0,20	33.0-11.0/M	Detritívora* ²	15849
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	0,17	1,49	43.5-3.0/G	Detritívora* ⁴	15887
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)	0,41	2,55	40.5-2.3/G	Detritívora* ²	17495
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	2,42	5,81	37.5-6.1/M	Detritívora	16348
<i>Loricariichthys</i> cf. <i>rostratus</i> Reis & Pereira, 2000	1,63	1,86	28.5-5.0/M	Detritívora	17604
Heptapteridae					
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911	0,04	0,30	36.0-6.3/M	Invertívora	13276
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911	0,17	1,10	36.8-2.9/M	Invertívora	15871
Ictaluridae					
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	0,01	0,90	73.8-19.0/G	Onívora* ¹³	13246
Auchenipteridae					
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911	3,52	3,86	28.1-5.4/M	Onívora	16268
<i>Tatia jaracatiá</i> Pavanelli & Bifi 2009	0,16	0,02	7.4-4.5/P	Insetívora	16278
Clariidae					
<i>Clarias gariepinus</i> (Bourchell, 1822)	0,02	0,53	63.0-31.0/G	Invertívora* ¹⁴	15858
Pimelodidae					
<i>Pimelodus britskii</i> Garavello & Shibatta, 2007	9,38	26,75	40.2-1.0/G	Invertívora	17494
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911	0,74	2,63	31.2-9.0/M	Invertívora	16275
<i>Steindachneridion melanodermatum</i> Garavello, 2005	0,00	0,23	72.5-45.2/G	Piscívora	17620
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	0,02	0,01	21.4-8.0/M	Invertívora* ¹⁵	16279
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	0,08	0,06	27.2-10.0/M	Invertívora* ¹⁵	13300
Apteronotidae					
<i>Apteronotus</i> sp.	0,01	0,01	27.5-26.7/M	Insetívora* ⁴	13271

Continuação Tabela 3.

Espécies	% N	% Biomassa	CP / Porte (cm)	Guilda trófica	Voucher
ATHERINIFORMES					
Atherinopsidae					
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	0,78	0,54	34.5-4.8/M	Piscívora* ¹⁶	13290
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	0,03	0,00	4.1-1.0/P	Insetívora* ¹¹	17981
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	0,02	0,05	29.0-6.8/M	Invertívora* ¹⁷	13245
PERCIFORMES					
Cichlidae					
<i>Australoheros kaaygua</i> Casciotta, Almirón & Gómez, 2006	0,01	0,00	9.0-2.7/P	Insetívora* ⁴	15854
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911	2,57	2,97	34.6-1.8/M	Piscívora	17614
<i>Crenicichla tesay</i> Casciotta & Almirón, 2009	0,08	0,05	19.6-3.0/P	Piscívora* ⁴	
<i>Crenicichla yaha</i> Casciotta, Almirón & Gómez, 2006	0,95	0,51	29.1-2.0/M	Piscívora* ⁴	13301
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1,23	2,23	26.8-1.1/M	Invertívora	17616
<i>Gymnogeophagus setequedas</i> Reis, Malabarba & Pavanelli, 1992	0,14	0,04	11.1-1.7/P	Invertívora	16354
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	0,05	0,41	39.5-0.9/M	Onívora* ¹⁸	13318
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	0,07	0,28	42.3-1.6/G	Herbívora* ¹⁰	16254

235 *As guildas tróficas inseridas foram consultadas pelas referências bibliográficas (números sobrescritos): 1. Sigler e Sigler (1987); 2. Hahn et al.
236 (1997); 3. Hahn et al. (2004); 4. Gubiani e Agostinho, 2012; 5. Agostinho et al. (1997); 6. Silva et al. (2017); 7. Britski et al. (2007); 8. Russo et
237 al. (2004); 9. Suzuki et al. (2004); 10. Baldasso et al. (2019); 11. Neves et al. (2015); 12. Costa-Pereira et al., (2012); 13. Gutiérrez-Espinosa et al.
238 (2019); 14. Winemiller e Winemiller (1996); 15. Ferreira et al. (2015); 16. Delariva et al. (2013); 17. Braga et al. (2008); 18. Attayde e Menezes
239 (2008).

240 Seis guildas tróficas foram identificadas (herbívora, detritívora, onívora, insetívora,
241 piscívora e invertívora). A guilda herbívora foi mais abundante (51,3%) numericamente, porém
242 em biomassa a mais representativa foram as guildas invertívora (33,8%) e herbívora (22,8%)
243 (Tabela 3).

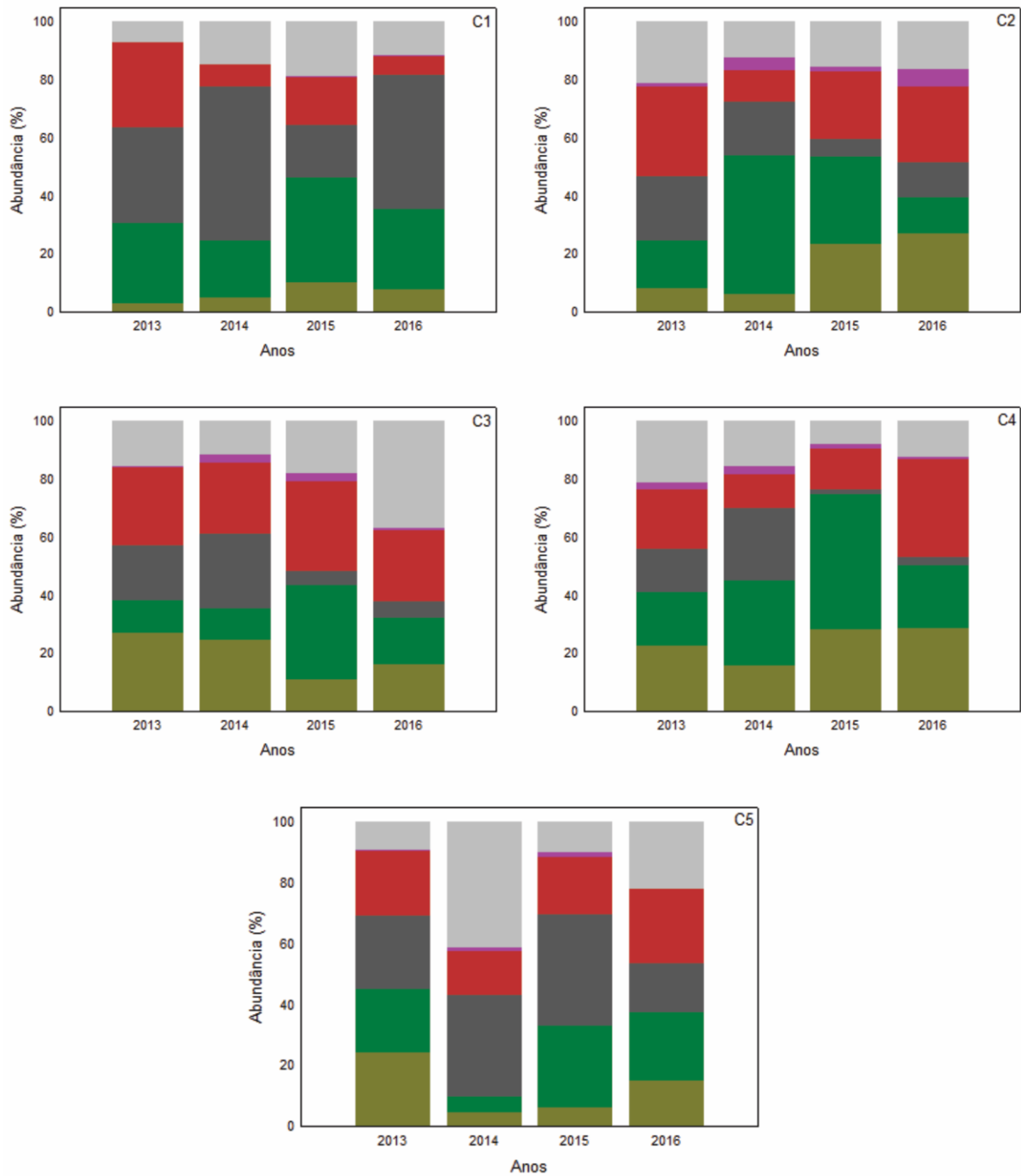
244 O número de espécies por guilda variou de 07 a 14, sendo a guilda detritívora, a mais
245 rica em espécies, sendo as mais representativas *C. cf. santacatarinae* e *H. myersi*, tanto em
246 abundância numérica (25,2 e 24,6%, respectivamente), quanto em biomassa (24,1 e 33,0%,
247 respectivamente). Nove espécies compuseram a guilda herbívora, das quais *A. bifasciatus* e *A.*
248 *gymnodontus* apresentaram maior abundância (46,5 e 24,8%, respectivamente) e biomassa
249 (40,2 e 24,1%, respectivamente). Do mesmo modo a guilda insetívora, com nove espécies, em
250 abundância numérica foi representada principalmente por *B. ikaa* (69,6 %; pequeno porte), e
251 em biomassa *L. obtusidens* (53,1%; grande porte). A guilda invertívora, com 11 espécies, foi
252 composta principalmente por *P. Britiskii*, tanto em abundância (78,2%) quanto em biomassa
253 (79,2%). Embora composta por sete espécies, a guilda onívora foi representada basicamente
254 por *G. ribeiroi* em abundância (95,4%) e biomassa (64,4%). Por fim, os piscívoros, com nove
255 espécies, em abundância foram representados principalmente por *O. longirostris* (45,7%) e *C.*
256 *iguassuensis* (27,5%), e em biomassa por *O. longirostris* (36,1) e *Hoplias* sp. 2 (20,5) (Tabela
257 3).

258 Diferenças na abundância numérica e biomassa das guildas tróficas foram
259 significativas entre os anos e locais de amostragem (Tabela 4). Especificamente, os detritívoros
260 diferiram entre locais de amostragem, mas não entre anos (Tabela 4). No local C1, logo a jusante
261 do reservatório de Salto Caxias, essa guilda foi pouco representada em todos os anos (Figura
262 3). Já as guildas herbívora, insetívora e invertívora diferiram significativamente entre anos e
263 locais (Tabela 4). Elevados valores na proporção de herbívoros foram observados nos anos de
264 2014 e 2015, com destaque para o local C2. Esse fato coincide com períodos de alagamentos
265 em 2014 com elevadas precipitações, bem como desvio do rio. Já no local C5, logo abaixo no
266 empreendimento, a guilda herbívora teve pouca representatividade (Figura 3). Maiores
267 proporções de insetívoros foram observadas nos locais C1 e C5, à jusante de reservatórios.
268 Exceto no local C5, todos os locais de amostragem exibiram declínio na proporção de
269 insetívoros em 2015. Maiores proporções da guilda invertívora foram observadas em C3 em
270 todos os anos. Em relação aos demais locais, especificamente em 2014, houve declínio dessa
271 guilda trófica. A guilda onívora exibiu baixa representatividade em todos os anos e locais sem
272 diferenças significativas (Figura 3, Tabela 4). Piscívoros diferiram entre os anos de

273 amostragem, mas não entre locais (Tabela 4). Maiores proporções foram observadas
 274 principalmente no local C3 em 2016, e C5 em 2014 (Figura 3).
 275

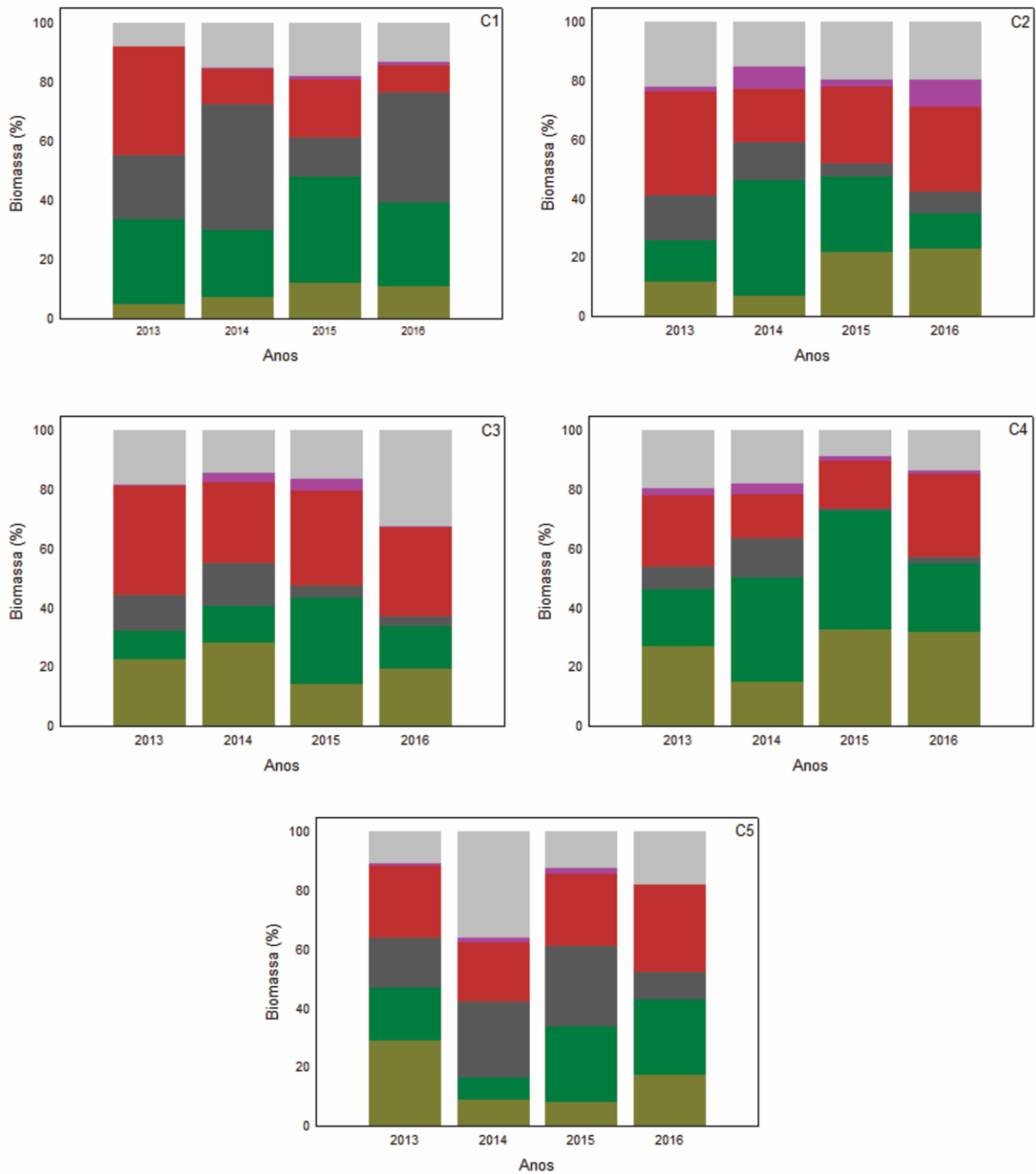
276 **Tabela 4.** Modelos de efeitos mistos lineares generalizados da abundância e biomassa das
 277 espécies em relação aos anos e locais, para cada guilda trófica.

Guilda trófica	Fator	df	Abundância numérica			Biomassa		
			DenDF	F	Pr(>F)	DenDF	F	Pr(>F)
Detritívora	ano	4	178,7	1,0	0,409	171,6	1,3	0,269
	local	4	221,1	4,4	0,002	221,2	4,6	0,001
	ano*local	12	222,1	1,2	0,266	222,1	1,5	0,138
Herbívora	ano	4	185,5	19,7	<0,0001	198,7	23,6	<0,0001
	local	4	219,2	3,6	0,007	220,3	4,6	0,001
	ano*local	12	220,5	1,1	0,332	221,1	1,4	0,172
Insetívora	ano	4	197,3	5,1	0,001	231,0	11,0	<0,0001
	local	4	221,6	2,5	0,046	231,0	4,9	0,001
	ano*local	12	222,6	0,6	0,872	231,0	0,7	0,712
Invertívora	ano	4	197,3	5,1	0,001	191,2	7,3	<0,0001
	local	4	221,6	2,5	0,046	220,7	2,5	0,043
	ano*local	12	222,6	0,6	0,872	221,8	0,5	0,887
Onívora	ano	4	231,0	0,7	0,619	231,0	0,7	0,579
	local	4	231,0	0,9	0,438	231,0	1,0	0,393
	ano*local	12	231,0	0,8	0,696	231,0	0,6	0,830
Piscívora	ano	4	203,8	5,4	<0,0001	200,2	5,6	<0,0001
	local	4	223,0	1,5	0,205	222,4	2,1	0,080
	ano*local	12	223,8	1,4	0,152	223,3	1,4	0,156



278

279 **Figura 3.** Frequência relativa da abundância numérica de guildas tróficas ao longo dos anos de
 280 construção da UHE Baixo Iguaçu. Cores: ■ Piscívoro, ■ Onívoro, ■ Invertívoro, ■
 281 Insetívoro, ■ Herbívoro, ■ Detritívoro.



282

283

284 **Figura 4.** Frequência relativa da biomassa de guildas tróficas ao longo dos anos de construção
 285 da UHE Baixo Iguaçu. Cores: ■ Piscívoro, ■ Onívoro, ■ Invertívoro, ■ Insetívoro,
 286 ■ Herbívoro, ■ Detritívoro.

286

287

288

289

290

Dos eixos da PCA correlacionados com a abundância e a biomassa somente o PC2 mostrou que a guilda insetívora foi a mais correlacionada com os padrões espaço-temporais apresentados pelas variáveis abióticas (ρ 0,15).

291 4. DISCUSSÃO

292
293 A sazonalidade e a geomorfologia provocam flutuações ambientais, que afetam a
294 estrutura de comunidades de peixes na região neotropical (Lowe-McConnell, 1999).
295 Constatamos variações interanuais e espaciais nas características ambientais, na abundância
296 numérica e biomassa das guildas tróficas durante os quatro anos que antecederam a conclusão
297 da construção da UHE Baixo Iguaçu. Foram identificadas seis guildas tróficas: detritívoro,
298 herbívoro, insetívoro, invertívoro, piscívoro e carnívoro. Em geral, a guilda herbívora foi mais
299 representativa em abundância numérica. Já em biomassa, além dessa guilda, insetívoros
300 também apresentaram elevada contribuição. Também inferimos que as guildas tróficas sofrem
301 influência interanuais e espaciais em nossa área e período de estudo.

302 Para a influência temporal (interanuais) observamos que 2014 foi atípico, com elevada
303 precipitação média que resultou na enchente drástica com vazão histórica (Neoenergia, 2019)
304 que inundou grande parte do ambiente terrestre. Em contrapartida, 2016 se destacou pelas
305 elevadas concentrações de oxigenação e pH, principalmente nos meses de verão (maiores
306 vazões médias). Ferreira e colaboradores (2017) relatam que nesses anos o regime de
307 precipitação no estado do Paraná foi modificado pelo evento EN de 2015/2016. O fenômeno se
308 iniciou em novembro de 2014 e se intensificou ao longo de 2015, com fortes impactos na
309 precipitação a partir da primavera (Ferreira et al., 2017).

310 Provavelmente, esse fenômeno influenciou os pontos no sentido longitudinal, o que
311 levou o ponto C1 a apresentar divergências físicas-químicas em relação aos demais. Tais
312 variações ambientais alteram as características abióticas da água, e conseqüentemente a
313 estrutura da ictiofauna (Tejerina-Garro et al. 1998) portanto, a variabilidade ambiental, em
314 especial o ciclo hidrológico, influencia a dieta das espécies e acarreta mudanças na estruturação
315 trófica da assembleia (Medeiros et al., 2014). Além disso, auxiliam no transporte e
316 disponibilidade de recursos (Lowe-McConnell, 1999), que altera a estrutura das categorias
317 tróficas (Corrêa et al., 2009; Ximenes et al., 2011 e Petry et al., 2013).

318 A guilda herbívora pode ser beneficiada temporalmente em períodos chuvosos quando
319 a vegetação marginal é inundada. No local C2 isso foi evidente em 2014 com o aumento dessa
320 guilda após a enchente, semelhante a isso Delariva et al. (2013) revelam que a herbivoria foi
321 incrementada após o represamento de Salto Caxias, quando a margem terrestre foi inundada.
322 Contraditoriamente, C5 apresentou decréscimo da mesma guilda na inundação de 2014,
323 entretanto autores alegam que o incremento após inundação é por curto período, até a
324 decomposição desses recursos (Dias et al., 2020). Outra hipótese plausível pode ser a origem

325 do recurso vegetal preferencial dos herbívoros desses locais, sendo beneficiados pela inundação
326 do ambiente terrestres apenas as espécies que consomem vegetal alóctone.

327 Semelhante aos herbívoros, os insetívoros também são beneficiados em anos de cheia
328 (Cunico et al., 2002). A relação entre as variáveis abióticas com a abundância e biomassa das
329 guildas tróficas, foi mais pronunciada com a guilda insetívora. Comprovamos isso com o
330 aumento nítido dessa guilda em 2014 na maioria dos locais, principalmente C1 e C5,
331 influenciados pelos valores de turbidez, vazão e precipitação. A guilda piscívora também teve
332 influência temporal em 2014, observada no local C5. Provavelmente esse resultado esteja
333 alinhado ao aumento da guilda insetívora, representada principalmente pelas por espécies de
334 pequeno porte (*B. ikaa* e *C. aff. alburnus*). O aumento de espécies forrageiras tende aumentar
335 a guilda de piscívoros (Agostinho et al., 2007; Delariva et al., 2013).

336 Especialmente Neves et al. (2018) indicam que variáveis ambientais locais são
337 eficientes na previsão de filtros ambientais que influenciam a organização trófica, em um
338 ambiente natural. Embora espacialmente as variáveis abióticas não apresentaram diferenças
339 significativas com a abundância e biomassa das guildas tróficas, inferimos que as guildas
340 detritívora, herbívora, insetívora e invertívora apresentam diferenças entre os locais. A guilda
341 detritívora foi pouco evidenciada no local C1 Esse local está localizado logo abaixo do
342 reservatório de Salto Caxias, e essas construções retém recursos a montante, podendo acarretar
343 em redução dessa guilda, como já citado por Agostinho et al. (1994) no reservatório de Itaipu,
344 no rio Paraná. O local C1 está associado aos baixos valores de turbidez, que comprova a baixa
345 disponibilidade do recurso detrito.

346 Por fim, os onívoros mostraram não serem influenciados espaço temporalmente, a
347 justificativa disso é a amplitude alimentar, podendo variar entre recursos de origem animal e
348 vegetal. Também conseguem mudar o recurso alimentar frente as oscilações hidrológicas
349 (Balcombe et al., 2005), considerada importante estratégia para a colonização de ambientes
350 alterados, característica de caráter oportunista dessa guilda (Agostinho et al., 2007). A guilda
351 dos onívoros, em ambiente natural, é provavelmente uma adaptação as variações sazonais do
352 nível da água, alterando os recursos periodicamente (Winemiller, 1990), o que confere maior
353 plasticidade trófica.

354 Autores relatam que buscar padrão na estrutura trófica a fim de verificar as alterações
355 causadas por represamentos é dificultada pela falta de dados sobre a dieta antes e após essa ação
356 antrópica (Agostinho et al. 1999). Além disso, Dias et al. (2020) sugere que para ações futuras
357 aplicadas aos ecossistemas aquáticos devem se basear nos conhecimentos detalhados de guilda
358 tróficas.

359 No baixo rio Iguaçu, conforme a hipótese inicial, variações nas proporções em
 360 abundância e biomassa das guildas tróficas foram relacionadas com variações interanuais e
 361 espaciais nas características ambientais. Essas variações nas guildas tróficas parecem não estar
 362 relacionadas com a construção da barragem. Entretanto, os efeitos pós represamento podem
 363 afetar a dinâmica natural que promove oscilações nas proporções das guildas. Após a formação
 364 do reservatório as características limnológicas espaciais naturais serão alteradas, promovendo
 365 homogeneização de habitat, além de minimizar os efeitos dos ciclos sazonais de precipitação.
 366 Diante disso, esses resultados contribuirão para os entendimentos dos efeitos futuros na
 367 estrutura trófica da fauna de peixes no baixo Iguaçu.

368 Assim nossos achados mostram a importância das variações naturais para a
 369 composição das guildas tróficas na fase que antecede o barramento da UHE Baixo Iguaçu.
 370 Ressaltamos que são resultados essenciais para investigações futuras que buscam revelar as
 371 influências que esse barramento pode ter causado na composição das guildas tróficas.

372

373 5. REFERÊNCIAS

374

375 Agostinho AA, HF. Júlio-JR e M. Petrere-JR, 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the
 376 impoundment on the fish fauna and fisheries. In: Cowx, IG (ed), Rehabilitation of Freshwater
 377 Fisheries. Oxford: 171 a 184.

378 Agostinho, AA, NS. Hahn, LC. Gomes, e LM. Bini, 1997. Estrutura trófica. In: Vazzoler, AEA
 379 de M, AA, Agostinho e NS. Hahn, (eds.), A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos
 380 físicos, biológicos e socioeconômicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá:
 381 229 a 248.

382 Agostinho, AA, LE. Miranda, LM. Bini, LC. Gomes, SM. Thomaz, e HI. Suzuki, 1999. Patterns
 383 of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi, JG & M.
 384 Straskraba, (eds.), Theoretical reservoir ecology and its applications. International Institute of
 385 Ecology, São Carlos, 227 a 265.

386 Agostinho, AA., LC. Gomes, HI. Suzuki, e JRHRF. Júlio, 2003. Migratory fishes of the upper
 387 Paraná River Basin, Brazil. In: Carolsfield, J, B. Harvey, C. Ross, e A. Baer (eds.), Migratory
 388 fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. World Fisheries Trust,
 389 Canada, 19 a 98.

390 Agostinho, AA., LC. Gomes e FM. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros
 391 em reservatórios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

392 Attayde, JL. & RF Menezes, 2008. Efeitos da biomassa de peixes e do tipo planktivore na
 393 dinâmica do plâncton. Journal of Plankton Research 30: 885-892.

- 394 Balcombe, SR., SE Bunn, FJ MCKenzie-Smith e PM Davies, 2005. Variability of fish diets
395 between dry and flood periods in an arid zone floodplain river. *Journal of Fish Biology* 67: 552-
396 1567.
- 397 Baldasso, MC., LL. Wolff, MP. Neves e RL. Delariva, 2019. Ecomorphological variations and
398 food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream.
399 *Environmental Biology of Fishes* 102: 783–800.
- 400 Barletta, M., AJ Jaureguizar, C Baigun, NF Fontoura, AA Agostinho, VMF Almeida-Val, AL
401 Val, RA Torres, LF Jimenes-Segura, T Giarrizzo, NN Fabré, VS Batista, C Lasso, DC Taphorn,
402 MF Costa, PT Chaves, JP Vieira e MFM Corrêa, 2010. Fish and aquatic habitat conservation
403 in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of*
404 *Fish Biology* 76: 2118-2176.
- 405 Bartozek, ECR., NC, Bueno, A. Feiden e LC. Rodrigues, 2016. Response of phytoplankton to
406 an experimental fish culture in net cages in a subtropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*
407 76: 824-833.
- 408 Baumgartner, G, CS. Pavanelli, D. Baumgartner, AG. Bifi, T. Debona, e VA. Frana, 2012.
409 Peixes do Baixo rio Iguaçu. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- 410 Braga, ALC, PS Pompeu, RF Carvalho, e RF Ferreira, 2008. Dieta e crescimento de
411 *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1975) (Pisces, Synbranchiformes) durante período de pré-
412 estivação em uma lagoa marginal da bacia do São Francisco, Minas Gerais. *Revista Brasileira*
413 *de Biociências* 10: 133-138.
- 414 Britski, HA, KZS. Silimon, e BS. Lopes, 2007. Peixes do Pantanal - Manual de identificação.
415 Embrapa, Brasília.
- 416 CEBI/Consórcio Empreendedor Baixo Iguaçu, 2016. Termo de Referência para execução do
417 Programa de Monitoramento do Meio Aquático – Subprograma Limnologia e Qualidade da
418 Água na área de Influência da UHE Baixo Iguaçu. Capanema.
- 419 Corrêa, CE., AN Petry e NS Hahn, 2009. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura
420 trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato- Grossense. *Iheringia, Série Zoologia* 99:
421 456-463.
- 422 Costa-Pereira, R, FR. Rosa, e EK. Resende, 2012. Estrutura Trófica da comunidade de peixes
423 de riachos da porção Oeste da Bacia do Alto Paraná. Dados eletrônicos. Corumbá: EMBRAPA
424 Pantanal.
- 425 Cunico, AM., WJ Graça, S Veríssimo e LM Bini, 2002. Influência do nível hidrológico sobre
426 a assembleia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio
427 Paraná. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 24: 383-389.
- 428 Delariva, RL., NS Hahn, e EAL Kashiwaqui, 2013. Diet and trophic structure of the fish fauna
429 in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology* 11: 891-904.
- 430 Dias, RM., JG Ortega, L Strictar, NCL Santos, LC Gomes, KDG Luz-Agostinho, CS Agostinho
431 e AA Agostinho, 2020. Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and
432 biomass. *River Research and Applications* 1–11.

- 433 Ferreira, CP., L Casatti, JO Zeni e M Cenenica-Bastos, 2015. Edge-mediated effects of forest
434 fragments on the trophic structure of stream fish. *Hydrobiologia* 762:15–28.
- 435 Fundação Oswaldo Cruz (fiocruz); Federação de órgãos para assistência social e educacional
436 (fase). Mapa de conflitos envolvendo Injustiça ambiental e saúde no Brasil. Rio de Janeiro, 13
437 jul. 2014. Disponível em:
438 <<http://www.conflitoambiental.icict.fiocruz.br/index.php?pag=ficha&cod=473>>. Acesso em
439 03 de jan. de 2020.
- 440 Garavello, JC., CS Pavanelli, e HI. Suzuki, 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu.
441 In: Agostinho, AA & LC. Gomes, (eds), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o
442 manejo. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá: 61 a 84.
- 443 Garavello, JC. & FAA Sampaio, 2010. Five new species of genus *Astyanax* Bird & Girard,
444 1854 from Rio Iguaçu, Parana, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Brazilian*
445 *Journal of Biology* 70:847-865.
- 446 Garavello, JC., HA Britski e CH Zawadzki, 2012. The cascudos of the genus *Hypostomus*
447 Lacépède (Osteichthyes: Loricariidae) from the rio Iguaçu basin. *Neotropical Ichthyology*
448 10:263-283.
- 449 Gibson-Reinemer, DK., BS Ickes e JH Chick, 2016. Development and assessment of a new
450 method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: multi gear
451 mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74: 8-14.
- 452 Graça, WJ. & CS Pavanelli, 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas
453 adjacentes. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- 454 Gubiani, EA., LC Gomes e AA Agostinho, 2012. Estimates of Population Parameters and
455 Consumption / Biomass Ratio for Fishes in Reservoirs, Paraná State, Brazil. *Neotropical*
456 *Ichthyology* 10: 177–88.
- 457 Gutiérrez-Espinosa, MC., JS Velasco-Garzón e CA León-Morales, 2019. Revisión: necesidades
458 nutricionales de peces de la familia Pimelodidae en Sudamérica (Teleostei:Siluriformes).
459 *Revista de Biología Tropical* 67: 146-163.
- 460 Hahn, NS, R. Fugi, VLL. Almeida, MR. Russo, e VE. Loureiro, 1997. Dieta e atividade
461 alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, AA & LC. Gomes (eds.),
462 Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Editora da Universidade Estadual de
463 Maringá, Maringá: 141 a 162.
- 464 Hahn, NS., R. Fugi, VE. Lourero-Crippa, D. Peretti, e MR. Russo, 2004. Trophic structure of
465 the fish fauna. In: Agostinho, AA, L. Rodrigues, LC. Gomes, SM. Thomaz, LE. Miranda (eds.),
466 Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain LTER-Site 6 (PELD-Sítio 6).
467 Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá: 139 a 143.
- 468 Hellawel, JM. & RA Abel, 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of
469 fishes. *Journal of Fish Biology* 3:29-37.
- 470 Hyslop, EJ., 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application.
471 *Journal of Fish Biology* 17: 411-29.

- 472 ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade: 2020. Disponível em:
473 IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis. Acesso em 09 de
474 fev. 2020).
- 475 Liermann, CR., C Nilsson, J Robertson e RY Ng, 2012. Implications of dam obstruction for
476 global freshwater fish diversity. *BioScience* 62: 539-548.
- 477 Loureiro-Crippa VE. & NS Hahn, 2006. Use of resources by the fish fauna of a small reservoir
478 (Rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotropical Ichthyology* 4:357-362.
- 479 Lowe-McConnell, RH., 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes, Universidade de
480 São Paulo, São Paulo.
- 481 Luz-Agostinho KDG., LM Bini, R Fugi, AA Agostinho, HF Júlio Jr, 2006. Food spectrum and
482 trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil.
483 *Neotropical Ichthyology* 4:61-68.
- 484 Maack, R., 1981. Geografia física do Estado do Paraná. J. Olympio, Rio de Janeiro.
- 485 Medeiros, TN., AA Rocha, NC Santos e W Severi, 2014. Influence of the hydrological level on
486 the diet of *Leporinus reinhardtii* (Characiformes, Anostomidae) in a semi-arid Brazilian
487 reservoir. *Iheringia. Série Zoologia* 104: 290-298.
- 488 Mérona, B., GM Santos e RG Almeida, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia,
489 Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60:
490 375-92.
- 491 Mugnai, R, JL, Nessimian e DF Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados
492 aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Technical Books.
- 493 Neves, MP., RL Delariva, e LL Wolff, 2015. Diet and ecomorphological relationships of an
494 endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguazu National Park. *Neotropical*
495 *Ichthyology* 13: 245-254.
- 496 Neoenergia. Usina Baixo Iguazu: desenvolvimento e preservação. 2019. Disponível em:
497 <<http://baixoiguacu.com.br/galeria>>. Acesso em: 20 de dezembro de 2019.
- 498 Neves, MP., D Baumgartner, G Baumgartner e RL Delariva, 2018. Do environmental variables
499 predict the trophic structure of fish fauna in a subtropical river (Uruguay River Ecoregion)
500 *Journal of Limnology* 77: 285-299.
- 501 Oliveira, JF., ALN Moraes Segundo, JLC Novaes, RS Costa, JS Franca e D Peretti, 2016.
502 Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia. Série*
503 *Zoologia* 106:1-9.
- 504 Petry, AC., F Abujanra, LC Gomes, HF Julhio Jr. e AA Agostinho, 2013. Effects of the
505 interannual variations in the flood pulse mediated by hypoxia tolerance: the case of the fish
506 assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Neotropical Ichthyology* 11: 413-424.
- 507 Pinto, GA., AAF Rocha e NC Lacerda, 2011. Variação sazonal na dieta de *Triporthus*
508 *guentheri* (Garman, 1890) (Actinopterygii, Characidae), no reservatório de Sobradinho, rio São
509 Francisco, BA. *Boletim do Instituto de Pesca* 37: 295-306.

- 510 Russo, MR, NS. Hahn, e CS. Pavanelli, 2004. Resource partitioning between two species of
511 *Bryconamericus* Eigenmann, 1907 from the Iguaçú river basin, Brazil. Acta Scientiarum.
512 Biological Sciences 26: 431-436.
- 513 Sigler, WF & JW. Sigler, 1987. Fishes of the Great Basin: a natural history. Reno: University
514 of Nevada Press.
- 515 Silva, JC., RL Delariva, e KO Bonato, 2012. Food-resource partitioning among fish species
516 from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. Neotropical Ichthyology 10: 389-
517 399.
- 518 Suzuki, HI, AEA de M. Vazzoler, EE. Marques, M. de los AP. Lizama, e P. Inada, Reproductive
519 ecology of the fish assemblages. In: Thomaz, SM, AA. Agostinho e NS. Hahn, 2004. The Upper
520 Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden, The
521 Netherlands: Backhuys Publishers: 271-292.
- 522 Tabarelli, M, LP Pinto, JMC Silva, MM Hirota e LC Bedê, 2005. Desafios e oportunidades para
523 a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. Megadiversidade 1: 132-138.
- 524 Ximenes, LQL., LAF Mateus e JMF Penha, 2011. Variação temporal e espacial na composição
525 de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. Biota
526 Neotropica 1: 205-216.
- 527 Zeni JO. & L Casatti, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure
528 of fish fauna in tropical streams. Hydrobiologia 726:259-270.
- 529 Welcomme, RL., KO Winemiller e IG Cowx, 2006. Fish environmental guilds as a tool for
530 assessment of ecological condition of rivers. River Research and Applications 22: 377–396.
- 531 Winemiller, KO., 1990. Spatial and Temporal Variation in Tropical Fish Trofic Networks.
532 Ecological Monographs 60: 331-367.
- 533 Winemiller, KO. & LC Kelso-Winemiller, 1996. Comparative ecology of catfishes of the Upper
534 Zambezi River floodplain. Journal of Fish Biology 49: 1043-1061.
- 535 Winemiller, KO., PB McIntyre, L Castello, E Fluet-Chouinard, T Giarrizzo, S Nam e L Sáenz,
536 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. Basin-scale
537 planning is needed to minimize impacts in mega-diverse rivers. Science 351: 128–129.
- 538 Zeni, JO. e L Casatti, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure
539 of fish fauna in tropical streams. Hydrobiologia 726:259-270.