

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

ANIELLY GALEGO DE OLIVEIRA

Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce: um panorama “*down under*”

Maringá
2018

ANIELLY GALEGO DE OLIVEIRA

Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce: um panorama “*down under*”

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Coorientadora: Dr.^a Dayani Bailly

Maringá
2018

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

O48p

Oliveira, Anielly Galego de, 1989-

Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce : um panorama "*down under*" / Anielly Galego de Oliveira.-- Maringá, 2018.

167 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

Coorientadora: Dr.^a Dayani Bailly.

1. Peixes de água doce - Mudanças climáticas - Impactos ambientais - Bacias hidrográficas - Hemisfério Sul. 2. Peixes de água doce - Biodiversidade - Mudanças climáticas - Paraná-Paraguai, Rio, Bacia. 3. Peixes de água doce - Biodiversidade - Mudanças climáticas - Murray-Darling, Rio, Bacia. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.17622
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ANIELLY GALEGO DE OLIVEIRA

Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce: um panorama “*down under*”

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

COMISSÃO JULGADORA

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

Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito
DBI-Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

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

Prof. Dr. João Carlos Nabout
Universidade Estadual de Goiás (UEG)

Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Dr.^a Priscila Lemes de Azevedo Silva (Suplente)
Universidade Estadual Paulista (Unesp-Rio Claro)

Dr. Roger Paulo Mormul (Suplente)
DBI-Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 26 de março de 2018.

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

Dedico esta tese à minha família e a todas as mulheres cientistas, de aço e de flores.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Maringá, instituição pela qual tenho verdadeira paixão, minha casa ao longo dessa longa jornada de onze anos de estudos acadêmicos, e meu quintal desde sempre.

Ao meu orientador Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho. Difícil descrever em poucas palavras minha enorme gratidão e orgulho por ter sido sua orientada. Agradeço pelo exemplo de trabalho árduo, de competência, de ética e de cuidado. Por ter me ensinado a importância de trabalhar em grupo, pela confiança ao longo destes sete anos de orientação, e por ter sugerido a Austrália para o estágio no exterior.

À minha coorientadora Dr.^a Dayani Bailly, por ter me apresentado o mundo da modelagem de distribuição de espécies, por toda atenção dedicada à minha tese, por ter trabalhado comigo ao longo das madrugadas, finais de semana, final de ano e mesmo quando nosso fuso horário era completamente ao contrário. Agradeço também pela confiança e apoio, mesmo quando trabalhar com tantas espécies parecia loucura.

Ao Professor Luiz Carlos Gomes, por ter acompanhado meu caminho no PEA desde 2011, pela orientação nos primeiros anos do doutorado, pela ajuda com os artigos e com as análises estatísticas, sempre.

Aos companheiros de laboratório (“o melhor laboratório do mundo”) que continuam lá, Rosa, Mirtha, Rafaela, e aos que já partiram para novas jornadas, Angela, Raffael, Larissa e Jean. Sempre vou sentir falta das nossas “pausas para o café”.

À Rosi, sempre prestativa e amorosa em atitudes e palavras.

Ao meu supervisor do doutorado sanduíche, Dr. Mark Kennard. Prontamente aceitou me receber na Griffith University, confiou no meu projeto de tese mesmo quando eu sequer sabia onde era a bacia Murray-Darling. E me levou para surfar e para ver cangurus.

Ao Professor Edivando Couto, pela paciência e disposição na elaboração dos mapas do jeitinho que eu queria.

Aos Professores que aceitaram prontamente participar da minha banca como titulares ou suplentes, Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez, Prof. Dr. João Nabout, Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, Profa. Dra. Evanilde Benedito, Prof. Dr. Roger Mormul, Dra. Priscila Lemes de Azevedo.

Aos amigos e colaboradores da Revista Bioika, por trabalharmos juntos e concretizarmos esse projeto lindo de popularização da ciência, fruto das nossas boas conversas de laboratório.

À minha amiga Dra. Taise M. Lopes, que além de tantas outras atitudes de uma verdadeira amiga, me ajudou a manter o equilíbrio e o foco nesta reta final, quando parecia que o tempo não seria suficiente.

À minha prima-amiga Renata, que desde a graduação compartilha comigo as mesmas preocupações acadêmicas, ao mesmo tempo, já que escolhemos percorrer estes onze anos de jornada na UEM e no PEA juntas. Obrigada por todos os cafés e boas conversas!

À minha “*flatmate*” gaúcha, Márcia Rodrigues Sandri, que foi o melhor presente que a Austrália me trouxe e que se tornou uma grande amiga, também compartilhando comigo as mesmas angústias da reta final do doutorado.

À todas as outras amigas, primas-amigas e amigos, Rafaela Ota, Daniela, Larissa Fabretti, Carla Staub, Maria Júlia (Maju!), Bianca Molinari, Juliana Carniatto, Marina Bruder, Naiara Zanatta e Gabriel Deprá, que me mostram sempre o valor dos poucos e bons amigos.

A todos os professores que passaram por minha vida deixando um pouquinho de si e do seu conhecimento, especialmente os do PEA e da UEM. Minha eterna gratidão e admiração.

A todos os funcionários do PEA e do Nupélia que trabalham para que esse núcleo de pesquisas siga sendo um exemplo. Agradecimento especial à Jocemara, Aldenir e Elisabete, sempre prestativas e muito competentes.

À CAPES-PROEX pela concessão da bolsa de doutorado e doutorado Sanduíche (PDSE).

À Deus, por se revelar de forma tão humana e ao mesmo tempo divina em minha vida e por colocar pessoas tão generosas e gentis no meu caminho.

Aos meus pais, Paulo e Idilene, por me amarem tanto. Por terem me ensinado a dar valor nas coisas simples, justas e verdadeiras e por sempre me incentivarem e me proporcionarem todas as condições necessárias para que eu chegasse até aqui.

À minha avó, Dona Adélia, minha véinha de 94 anos. Guerreira, sábia, a pessoa mais geniosa e mais generosa que conheço. Cuidou de mim quando eu era criança e agora eu posso retribuir cuidando dela.

Aos familiares, especialmente meus irmãos, Juninho, Paula, Fernando e Ricardo por me incentivarem sempre!

Muito obrigada!

“Recordo-me. A jabuticabeira florida era epifania de uma felicidade de época. Alegrias com cores de novembro. Chuvas torrenciais que nos permitiam prazeres delicados. Observar a metamorfose das flores em frutos era satisfação sem preço. A natureza costurada de regras consumava diante de nossos olhos o ditado bíblico, de que debaixo do céu há um tempo para cada coisa. Era o tempo alinhavando os destinos das floradas, enquanto no silêncio do coração uma primavera fora de hora insistia em lançar pequenos brotos.” (PE. FÁBIO DE MELO)

Predizendo impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce: um panorama “*down under*”

RESUMO

As mudanças climáticas previstas para as próximas décadas podem acentuar a atual perda massiva de biodiversidade. Os efeitos sobre os ecossistemas de água doce podem ser ainda mais acentuados devido às alterações nos padrões de vazão, sazonalidade de eventos de inundação e qualidade da água. Como importantes mediadores de funções ecossistêmicas nos ambientes aquáticos, estão os peixes. A distribuição e abundância dos peixes são afetadas por diversos fatores ambientais, principalmente climáticos, uma vez que são organismos ectotérmicos. Porém, ainda não existe um consenso sobre quais espécies seriam mais afetadas, de regiões tropicais ou de regiões temperadas, uma vez que há uma lacuna no conhecimento das respostas dos peixes da região tropical, subtropical e temperada do hemisfério sul frente às mudanças climáticas. Com o objetivo de encontrar padrões em escala de bacias hidrográficas, este estudo buscou prever os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição de espécies de peixes de água doce em duas bacias climaticamente distintas do hemisfério sul, considerando seus efeitos sobre padrões de diversidade funcional. Na primeira abordagem avaliou-se os impactos das mudanças climáticas sobre a assembleia de peixes da bacia Paraná-Paraguai, em seu componente taxonômico e funcional. Na segunda abordagem avaliou-se a ictiofauna de peixes da bacia Murray-Darling, Austrália, frente às mudanças climáticas, inserindo um componente fisiológico de tolerância térmica das espécies. Apesar das diferenças marcantes que as duas bacias apresentam, houve uma tendência similar nos resultados. Há previsão de uma perda acentuada na área de distribuição para todas as espécies e características funcionais. Foi prevista, também, uma mudança no *range* das espécies, com tendência a buscarem locais climaticamente adequados no futuro. Diversas espécies podem perder até 100% das áreas climaticamente adequadas, com possíveis extinções. As espécies preditas de serem extintas são geralmente as que apresentam características funcionais mais especializadas e menos frequentes nas amostragens. Apesar das limitações dos modelos de distribuição de espécies, eles podem ser essenciais na antecipação das respostas das espécies, frente aos impactos das mudanças climáticas, que podem romper a cadeia que liga biodiversidade, processos e serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.

Palavras-chaves: Bacia hidrográfica Paraná-Paraguai. Bacia hidrográfica Murray-Darling. Modelos de distribuição de espécies. Área de distribuição de espécies. Mudanças climáticas.

Predicting impacts of climate change on functional diversity of freshwater fish: an overview “down under”

ABSTRACT

The expected climate changes for the coming decades may accentuate the current massive loss of biodiversity. The effects on freshwater ecosystems can be further accentuated by changes in flow patterns, seasonality of flood events, and water quality. As important mediators of ecosystem functions in aquatic environments, we have the fishes. The distribution and abundance of the fish are affected by hydro-morphological, geological, physicochemical, biological and mainly climatic factors since they are ectothermic organisms. However, there is still no consensus as to which species would be most affected, from tropical regions to temperate regions because there is a gap in the knowledge of tropical, subtropical and temperate fish responses from the southern hemisphere to climate change. Thus, in order to find patterns in basin scale, this study aimed to predict, through the species distribution modeling, the effects of climate change on the distribution of freshwater fishes in two climatically distinct basins in the southern hemisphere, considering their effects on patterns of functional diversity. In addition, this study sought to identify areas of great conservation interest. The first approach evaluated the impacts of climate change on the subtropical climate of Paraná-Paraguay, in its taxonomic and functional component. The second approach evaluated the poor ichthyofauna of Murray-Darling, Australia, in face of climate change, inserting a physiological component of thermal tolerance of the species. Despite the marked differences between the basins, there was a similar trend in the results. The predictions indicated a marked loss in the range for all species and consequently for all functional traits. There was also a change in the species range, with a trend to seek higher places and/or higher latitudes. Several species can lose up to 100% of the climatically adequate areas, with possible extinction. Species predicted to be extinct are generally those with more specialized and frequent traits in the samplings. Despite the limitations of species distribution models, they may be essential in anticipating species responses to the impacts of climate change that can break the chain linking biodiversity, ecosystem processes and services, and human well-being.

Keywords: Paraná-Paraguay hydrographic basin. Murray-Darling hydrographic basin. Species distribution models. Species Range. Climate Changes.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Diversity and Distributions* e *Biological Conservation*.
Disponíveis em:

<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1472-4642/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1472-4642/homepage/ForAuthors.html)>

<<https://www.elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	13
REFERÊNCIAS	17
2 EFEITOS PROJETADOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES DA BACIA PARANÁ-PARAGUAI	24
RESUMO	24
ABSTRACT	25
2.1 INTRODUÇÃO.....	26
2.2 MÉTODOS.....	28
2.2.1 Área de estudo	28
2.2.2 Dados de ocorrência das espécies.....	30
2.2.3 Variáveis preditoras climático-ambientais e hidrológicas.....	31
2.2.4 Modelos de distribuição de espécies.....	32
2.2.5 Atributos funcionais.....	34
2.3 RESULTADOS	36
2.3.1 Riqueza de espécies	36
2.3.2 Diversidade Funcional	41
2.3.3 IndVal	47
2.4 DISCUSSÃO.....	48
REFERÊNCIAS	57
3 IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON THE TAXONOMIC AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF NATIVE FISHES IN MURRAY-DARLING BASIN, AUSTRALIA .	71
ABSTRACT	71
RESUMO	72
3.1 INTRODUCTION.....	73
3.2 MATERIAL AND METHODS	75
3.2.1 Study Area	75
3.2.2 Species occurrence data.....	76
3.2.3 Predictor variables	77
3.2.4 Species distribution models	78
3.2.5 Taxonomic diversity attributes	80
3.2.6 Functional attributes	80
3.2.7 Functional diversity	81
3.3 RESULTS.....	82

3.3.1 Taxonomic diversity	84
3.3.2 Functional Diversity	88
3.3.3 Indicator Value Analysis for each trait and scenario.....	91
3.4 DISCUSSION	93
3.5 CONCLUSION	98
REFERENCES	99
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
APÊNDICE A – Tabela S1. Breve descrição das características utilizadas nas análises funcionais.	112
APÊNDICE B - Tabela S2. Características de história de vida e morfometria das espécies de peixes da bacia Paraná-Paraguai.	115
APPENDIX C - Table S3. Brief description of the traits used in the functional analysis.	163
APPENDIX D - Table S4. Traits of life history and morphometry of fishes from Murray- Darling Basin, Australia.....	166

1 INTRODUÇÃO GERAL

As evidências científicas para o aquecimento do sistema climático são inequívocas (BENESTAD et al., 2016). Há mais de 95% de probabilidade das mudanças climáticas serem resultante das atividades humanas a partir da metade do século XX, seguindo em uma taxa sem precedentes (IPCC, 2014). Seus múltiplos componentes são temperaturas extremas, retração glacial, diminuição da cobertura por neve, aumento nos níveis e acidificação dos oceanos, aumento de ocorrência de tempestades, mudanças nos padrões de precipitação e ocorrência de secas e inundações extremas (SABINE et al., 2004; KNUTSON et al., 2010; CALLAWAY et al., 2012; DERKEN; BROWN, 2012), incluindo até mesmo acidificação de habitats de água doce (PHILLIPS et al., 2015; HASLER et al., 2018). As mudanças climáticas previstas para as próximas décadas podem acentuar ainda mais a perda de biodiversidade atual, sendo considerada uma das causas primordiais do que se considera a sexta extinção em massa de espécies (CARPENTER et al., 2008; LEADLEY et al., 2010; BELLARD et al., 2012; CEBALLOS et al., 2015). Seus efeitos são amplamente reconhecidos por impactar profundamente a área de distribuição geográfica (“*range*”) das espécies (PEARSON; DAWSON, 2003; HEIKKIKEN et al., 2006; THUILLER, 2007), tanto em ecossistemas terrestres (THUILLER et al., 2005), quanto aquáticos marinhos e de água doce (HEINO; VIRKKALA; TOIVONEN, 2009).

Com o aumento da temperatura, é esperado, em escala macroecológica, que as espécies busquem maiores altitudes e latitudes e que haja uma imigração das espécies das regiões mais quentes (trópicos e subtropicais) para regiões temperadas (PARMESAN, 2006; CUYCKENS et al., 2016). Este fenômeno é conhecido como “*niche tracking*”, porque as espécies seguem condições ambientais favoráveis no espaço geográfico (GRAHAM et al., 1996; TINGLEY et al., 2009) através da expansão ou, contração de suas áreas de distribuição, alcançando uma nova situação de equilíbrio (THOMAS, 2010).

A despeito de suposições de que os efeitos das mudanças climáticas deveriam ser menos incisivos sobre as espécies que habitam regiões de baixa latitude devido às temperaturas naturalmente mais elevadas (PARMESAN, 2007), pesquisas revelam a vulnerabilidade destas frente às alterações do clima no futuro (ZEH et al., 2012; PEREZ; STROUD; FEELEY, 2016; HERMES et al., 2018). Desta forma, ainda não há um consenso sobre quais espécies seriam mais afetadas, se as de regiões tropicais ou se as de regiões temperadas. Estudos têm demonstrado que espécies tropicais devem ser altamente impactadas, pois os mecanismos de adaptação são, em geral, limitados devido às variações

mais amenas nas condições climáticas ao longo do tempo evolutivo (PÖRTNER; KNUST, 2007). Ainda, devido ao grande aumento em suas taxas metabólicas em resposta ao aquecimento global, ectotérmicos tropicais deverão experimentar a crescente necessidade de alimentação e aumento da vulnerabilidade à fome, levando possivelmente à redução de energia direcionada à reprodução (DALLON; WANG; HUEY, 2010). Por outro lado, existem estudos prevendo que espécies das regiões temperadas exibirão as taxas mais baixas de tolerância térmica no futuro (COMTE; OLDEN, 2017), ao contrário do paradigma da vulnerabilidade tropical (TEWKSURY; HUEY; DEUTSCH, 2008).

Assim, frente às mudanças climáticas, restrições de dispersão se constituem em fator complicador para espécies que não podem se deslocar livremente, como é o caso da maior parte dos organismos de água doce (STRAYER; DUDGEON, 2010). Os efeitos sobre estes ambientes podem ser ainda mais acentuados do que nos ecossistemas terrestres e marinhos (POFF; OLDEN; STRAYER, 2012). Isso se deve às alterações nos padrões de vazão, dinâmica e escoamento, sazonalidade de eventos de inundação e qualidade da água (POFF, 2002; POFF; OLDEN; STRAYER, 2012; VAN VLIET; LUDWIG; KABAT, 2013), podendo sofrer uma perda de espécies cinco vezes maior do que alguns ambientes terrestres (REVENGA et al., 2005). Destaca-se que ecossistemas de água doce já são amplamente impactados por outras ações antrópicas, como poluição, desflorestamento, introdução de espécies invasoras, mineração e fragmentação por barragens para fins hidrelétricos (POFF et al., 2007; BARLETTA et al., 2010; JACKSON et al., 2015; KUCZYNSKI; LEGENDRE; GRENOUILLET, 2018). Assim, são considerados ecossistemas extremamente ameaçados, exibindo as maiores taxas globais de extinção (SAUNDERS; MEEUWIG; VINCENT, 2002; DUDGEON et al., 2006).

Como um dos componentes da biodiversidade, a diversidade funcional também é prevista para ser impactada pelas mudanças climáticas, como resultado da perda de funções e serviços ecossistêmicos mediados pelos organismos. A ecologia funcional de comunidades vem se desenvolvendo nas últimas duas décadas com o objetivo principal de melhorar o planejamento para a conservação (VILLÉGER et al., 2017). Como importantes componentes mediadores de funções ecossistêmicas nos ambientes aquáticos estão os peixes (CLOSS; KRKOSEK; OLDEN, 2016). Eles participam nas teias tróficas consumindo organismos dos níveis tróficos basais, atuam no transporte e na ciclagem de nutrientes, fornecem proteínas, além de seus efeitos reguladores sobre uma variedade de outras propriedades ecossistêmicas (WOOTON; POWER, 1993; HOLMLUND; HAMMER, 1999). Porém, as alterações

previstas para a biodiversidade, podem romper esses processos ecológicos realizados pelos peixes e assim reduzir o fornecimento de serviços ecossistêmicos a eles associados (TAYLOR; FLECKER; HALL, 2006).

A distribuição e a abundância de peixes são afetadas por vários fatores hidromorfológicos, geológicos, físico-químicos, biológicos e climáticos (KWON et al., 2012). Os últimos destacam-se como fundamentais, porque peixes não têm habilidades fisiológicas para regular a temperatura corporal (MAGNUSON; CROWDER; MEDVICK, 1979; WOOD; MCDONALD, 1997). Os efeitos da variação da temperatura sobre componentes vitais dos peixes, como o metabolismo (GILLOOLY et al., 2001), respiração (MILLS; MANN, 1985), desenvolvimento e crescimento (WOLTER, 2007), comportamento (TANIGUCHI et al., 1998), têm sido amplamente relatados na literatura, mas pouco se sabe sobre sua capacidade de tolerar alterações, e alguns estudos reportam até mesmo certo grau de invariância nos limites de tolerância térmica em diferentes latitudes (HOFFMAN et al., 2013).

As respostas em relação às mudanças nas áreas de distribuição dos peixes também têm sido reportadas na última década (LINDHOLM et al., 2012; MARKOVIC et al., 2014). No entanto, o conhecimento disponível é geográfica e taxonomicamente enviesado em direção às respostas dos salmonídeos em ambientes temperados do hemisfério norte (HEINO; VIRKKALA; TOIVONEN, 2009; COMTE; GRENOUILLET, 2013; NICOLA et al., 2018). Dessa forma, há um desconhecimento geral das respostas dos peixes tropicais, subtropicais e mesmo dos peixes da região temperada do hemisfério sul. Isto restringe o debate científico a um nível limitado frente à biodiversidade global, evidenciando a necessidade do desenvolvimento de estudos que preencham essa lacuna, melhorando a generalidade de tais avaliações.

Estudos de predições dos efeitos das mudanças climáticas sobre os organismos estão em expansão. Porém, eles geralmente focam na distribuição potencial de espécies invasoras ou de uma ou poucas espécies (BUISSON et al., 2008; OLDEN et al., 2010). Desta forma, estudos que consigam contemplar aspectos funcionais dentro de um contexto biogeográfico em escala de bacias hidrográficas frente a cenários de mudanças climáticas futuras, são de importância relevante para aperfeiçoar planos e estratégias de manejo para a conservação da biodiversidade. Por mapear de forma espacialmente explícita a diversidade de funções ecossistêmicas no futuro, é possível identificar regiões que possam atuar como refúgios climáticos para as espécies.

Com o objetivo de encontrar padrões em escalas maiores, como bacias hidrográficas, e de dar atenção especial ao hemisfério sul, esta tese buscou predizer por meio da técnica de modelagem de distribuição de espécies (MDS), possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição de espécies de peixes de água doce “*down under*” (em bacias hidrográficas no hemisfério sul), considerando seus efeitos sobre padrões de diversidade funcional e identificando áreas de grande interesse para a conservação.

Na primeira abordagem avaliou-se a ictiofauna nativa da bacia Paraná-Paraguai, de clima subtropical, que se distribui por quatro países da América do Sul: Argentina, Bolívia, Brasil e Paraguai. Foram avaliadas as mudanças previstas na distribuição da riqueza de espécies e também na diversidade funcional (riqueza funcional, dispersão funcional e singularidade funcional). Na segunda abordagem avaliou-se a ictiofauna depauperada da bacia Murray-Darling, a maior bacia hidrográfica da Austrália, localizada na região temperada. Além da riqueza de espécies e da diversidade funcional, esta abordagem traz um componente fisiológico de limite de tolerância térmica (temperatura letal), acrescentado aos modelos de distribuição de espécies, como uma forma de reduzir possíveis superpredições dos modelos.

As bacias que foram áreas de estudo desta tese, localizam-se no território de cinco países: Brasil, Paraguai, Argentina, Bolívia e Austrália. Estes países são signatários do Acordo de Paris, resultante da XXI Conferência do Clima (COP21 - 2015), que expressa a preocupação de 175 países (até fevereiro de 2018) em desacelerar com urgência o processo de aquecimento global. Os países signatários comprometeram-se a manter o aumento da temperatura em menos de 2° C acima dos níveis pré-industriais (UNFCCC, 2018). Com relação à biodiversidade, o comprometimento tange a reabilitar ecossistemas degradados, criar corredores ecológicos que permitam a movimentação das espécies, melhorar as ações de proteção para espécies potencialmente em risco devido a ações climáticas e não climáticas e monitoramento dos impactos do clima sobre a biodiversidade (IPCC, 2014; UNCPGS, 2018). Assim, estudos que ajudem a detalhar os possíveis cenários futuros de impactos e áreas prioritárias para conservação são de fundamental importância.

REFERÊNCIAS

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v.76, p.2118-2176, 2010.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v.15, p.365-377, 2012.

BENESTAD, R. E.; NUCCITELLI, D.; LEWANDOWSKY, S.; et al. Learning from mistakes in climate research. **Theoretical and Applied Climatatology**, v.126, p.699-703, 2016.

BUISSON, L.; BLANC, L.; GRENOUILLET, G. Modelling streamfish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. **Ecology of Freshwater Fish**, v.17, p.244-257, 2008.

CALLAWAY, R.; SHINN, A. P.; GRENFELL, S. E.; et al. Review of climate change impacts on marine aquaculture in the UK and Ireland. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v.22, p.389-421, 2012.

CARPENTER, K. E.; ABRAR, M.; AEBY, G.; et al. One-Third of Reef-Building Corals Face Elevated Extinction Risk from Climate Change and Local impacts. **Science**, v.321, p.560-563, 2008.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; et al. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science Advances**, v.1, n.5, e1400253, 2015.

CLOSS, G.; KRKOSEK, M.; OLDEN, J. D. **Conservation of Freshwater Fishes**. Cambridge: Cambridge University Press, 2016. 598 p., il.

COMTE, L.; OLDEN, J. D. Climate vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. **Nature Climate Change**, v.7, p.718-722, 2017.

COMTE, L.; GRENOUILLET, G. Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades. **Ecography**, v.36, p.1236-1246, 2013.

CUYCKENS, G. A. E.; CHRISTIE, D. A.; DOMIC, A. I.; et al. Climate change and the distribution and conservation of the world's highest elevation woodlands in the South America Altiplano. **Global and Planetary Change**, v.137, p.79-87, 2016.

DALLON, M. E.; WANG, G.; HUEY, R. B. Global metabolic impacts of recent climate warming. **Nature**, v.467, p.704-707, 2010.

DERKSEN, C.; BROWN, R. Spring snow cover extent reductions in the 2008-2012 period exceeding climate model projections. **Geophysical Research Letters**, v.39, n.19, L19504, 2012.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v.81, p.163–182, 2006.

GILLOOLY, J. F.; BROWN, J. H.; WEST, G. B.; .et al. Effects of size and temperature on metabolic rate. **Science**, v.293, p.2248-2251, 2001.

GRAHAM, R. W.; LUNDELIUS-JR., E. L.; GRAHAM, M. A.; et al. 1996. Spatial response of mammals to late quaternary environmental fluctuations. **Science**, v.272, p.1601-1606, 1996.

HASLER, C. T.; JEFFREY, J. D.; SCHENIDER, E. V. C.; et al. Biological consequences of weak acidification caused by elevated carbon dioxide in freshwater ecosystems. **Hydrobiologia**, v.806, p.1-12, 2018.

HEIKKIKEN, R. K.; LUOTO, M.; ARAÚJO, M. B.; et al. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. **Progress in Physical Geography**, v.30, n.6, p.1-27, 2006.

HEINO, J.; VIRKKALA, R.; TOIVONEN, H. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. **Biological Reviews**, v.84, p.39-54, 2009.

HERMES, C.; KELLER, K.; NICHOLAS, R. E.; et al. Projected impacts of climate change on habitat availability for an endangered parakeet. **PLoS One**, v.131, e0191773, 2018.

HOFFMAN, A. A.; CHOWN, S. L.; CLUSELLA-TRULLAS, S. Upper thermal limits in terrestrial ectotherms: how constrained are they? **Functional Ecology**, v.27, p.934-949, 2013.

HOLMUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v.29, p.253-268, 1999.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate change 2014**: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.)]. Geneva: Switzerland, 2014. 169p.

JACKSON, M. C.; LOEWEN, C. J. G.; VINEBROOKE, R. D.; et al. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. **Global Change Biology**, v.22, p.180-189, 2015.

KNUTSON, T. R.; MCBRIDE, J. L.; CHAN, J.; et al. Tropical cyclones and climate change. **Nature Geoscience**, v.3, p.157-163, 2010.

KUCZYNSKI, L.; LEGENDRE, P.; GRENOUILLET, G. Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980s. **Global Ecology and Biogeography**, v.27, p.213-222, 2018.

KWON, Y. S.; LI, F.; CHUNG, N.; et al. Response of fish communities to various environmental variables across multiple spatial scales. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.9, n.10, p.3629-3653, 2012.

LEADLEY, P.; PEREIRA, H. M.; ALKEMADE, R.; et al. **Biodiversity scenarios**: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal: Technical Series n° 50, 2010.

LINDHOLM, M.; STORDAL, F.; MOE, S. J.; et al. Climate-driven range retraction of an Arctic freshwater crustacean. **Freshwater Biology**, v.57, p.2591-2601, 2012.

MAGNUSON, J. J.; CROWDER, L. B.; MEDVICK, P. A. Temperature as an ecological resource. **American Zoologist**, v.19, p.331-343, 1979.

MARKOVIC, D.; CARRIZO, S.; FREYHOF, J.; et al. Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs. **Diversity and Distributions**, v.20, p.1097-1107, 2014.

MILLS, C. A.; MANN, R. H. K. Environmentally-induced fluctuations in year class strength and their implications for management. **Journal of Fish Biology**, v.27, Suppl. A, p.209-226, 1985.

NICOLA, G. G.; ELVIRA, B.; JONSSON, B.; et al. Local and global climatic drivers of Atlantic salmon decline in Southern Europe. **Fisheries Research**, v.198, p.78-85, 2018.

OLDEN, J. D.; KENNARD, M. J.; LEPRIEUR, F.; et al. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. **Diversity and Distributions**, v.16, p.496-513, 2010.

PARMESAN, C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.37, p.637-669, 2006.

PARMESAN, C. Influence of species, latitudes and methodologies on estimate of phenological response to global warming. **Global Change Biology**, v.13, p.1860-1872, 2007.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, v.12, p.361-371, 2003.

PEREZ, T. M.; STROUD, J. T.; FEELEY, K. J. Thermal trouble in the tropics. **Science**, v.351, p.1392-1393, 2016.

PHILLIPS, J. C.; MCKINLEY, G. A.; BENNINGTON, H. A.; et al. The potential for CO₂-induced acidification in freshwater: A Great Lakes case study. **Oceanography**, v.28, n.2, p.136-145, 2015.

POFF N. L. Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v.360, p.1497-1510, 2002.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRITT, D. M.; et al. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.104, n.14, p.5732-5737, 2007.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; STRAYER, D. S. Climate change and freshwater extinction risk. In: HANNAH L. (Ed.). **Saving a Million Species: Extinction Risk from Climate Change**. Washington: Island Press, 2012. p. 309-336.

PÖRTNER, H.; KNUST, R. Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. **Science**, v.315, p.95-97, 2007.

REVENGA, C.; CAMPBELL, I.; ABELL, R.; et al. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B**, v.360, p.397-413, 2005.

SABINE, C. L.; FEELY, RICHARD, A.; GRUBER, N.; et al. The Oceanic sink for anthropogenic CO₂. **Science**, v.305, n.5682, p.367-371, 2004.

SAUNDERS, D. L.; MEEUWIG, J. J.; VINCENT, A. C. J. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. **Conservation Biology**, v.16, n.1, p.30-41, 2002.

STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**, v.29, p.344-358, 2010.

TANIGUCHI, Y.; RAHEL, F. J.; NOVINGEN, D. C.; et al. Temperature mediation of competitive interactions among three fish species that replace each other along longitudinal stream gradients. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.55, p.1894-1901, 1998.

TAYLOR, B. W.; FLECKER, A. S.; HALL, R. O. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. **Science**, v. 303, p.833-836.

TEWKSBURY, J. J.; HUEY, R. B.; DEUTSCH, C. A. Putting the heat on tropical animals. **Science**, v.320, p.1296-1297, 2008.

THOMAS, C. D. Climate, climate change and range boundaries. **Diversity and Distributions**, v.16, p.488-495, 2010.

THUILLER, W.; LAVOREL, S.; ARAÚJO, M. B.; et al. Climate change threats to plant diversity in Europe. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v.102, p.8245-8250, 2005.

THUILLER, W. Climate change and the ecologist. **Nature**, v.448, n.7153, p.550-552, 2007.

TINGLEY, M. W.; MONAHAN, W. B.; BEISSINGER, S. R.; et al. Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.106, suppl. 2, p.19637-19643, 2009.

UNITED NATIONS CLIMATE PARTNERSHIPS FOR THE GLOBAL SOUTH (UNCPGS). Catalysing the Implementation of Nationally Determined Contributions in the Context of the 2030 Agenda through South-South Cooperation. United Nations Climate Change Secretariat, 2018. 68p. Disponível em: <http://unfccc.int/files/resource_materials/application/pdf/ssc_ndc_report.pdf>. Acesso em: 25 fev. 2018.

UNITED NATIONS FOR CLIMATE CHANGE CONFERENCE (UNFCCC). The Paris Agreement: Status of ratification. Disponível em: <http://unfccc.int/paris_agreement/items/9444.php>. Acesso em: 08 fev. 2018

VAN VLIET, M. T. H.; LUDWIG, F.; KABAT, P. Global streamflow and thermal habitats of freshwater fishes under climate change. **Climatic Change**, v.121, p.739-754, 2013.

VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Science**, v.79, n.4, p. 783-801, 2017.

WOLTER, C. Temperature influence on the fish assemblage structure in a large lowland river, the lower Oder River, Germany. **Ecology of Freshwater Fish**, v.16, n.4, p.493-503, 2007.

WOOD, C. M.; MCDONALD, H. G. **Global warming**: implications for freshwater and marine fish. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 444 p. il.

WOOTTON, J. T.; POWER, M. E. Productivity, consumers, and the structure of a river food chain. **Proceedings of the Natural Academy of Sciences of the United States of America**, v.90, p.1384-1387, 1993.

ZEH, J. A.; BONILLA, M. M.; SU, E. J.; et al. Degrees of disruption: projected temperature increase has catastrophic consequences for reproduction in a tropical ectotherm. **Global Change Biology**, v.18, n.6, p.1833-1842, 2012.

2 EFEITOS PROJETADOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE PEIXES DA BACIA PARANÁ-PARAGUAI

RESUMO

As mudanças climáticas podem ter efeitos surpreendentes, sinérgicos ou antagônicos sobre os ecossistemas de água doce, aumentando os desafios de restaurar e conservar estes ambientes frente às alterações antropogênicas às quais já estão submetidos. Desta forma, este estudo teve como objetivo prever por meio da técnica de modelagem de distribuição de espécies os efeitos das mudanças climáticas sobre a ictiofauna na bacia Paraná-Paraguai, considerando seus efeitos sobre a diversidade taxonômica e funcional, identificando áreas de interesse para a conservação. Para isso, foram utilizadas variáveis climático-ambientais de temperatura, precipitação e disponibilidade hídrica para modelar a distribuição geográfica de 479 espécies de peixes. A abordagem de projeção combinada para obtenção do modelo consenso foi utilizada para interpretação. Para a diversidade funcional foram avaliados os índices de riqueza, dispersão e singularidade. Para avaliar a contribuição das características funcionais em cada cenário futuro foi realizado uma IndVal. Houve acentuada contração na área de distribuição das espécies, bem como uma mudança na localização das áreas detentoras dos maiores valores de riqueza taxonômica e diversidade funcional ao longo do tempo. As previsões indicaram que diversas espécies podem perder até 100% das áreas que são climaticamente adequadas no presente. Os índices funcionais indicaram uma simplificação nas características compondo as assembleias futuras, com perda de estratégias especializadas. Diante dos impactos contemporâneos aos quais a bacia está submetida, as mudanças climáticas podem atuar de forma sinérgica a eles. Ações de manejo que visem à preservação da ictiofauna nesta bacia devem considerar as projeções futuras para conservar o maior número de espécies e funções possível.

Palavras-chave: Modelos de distribuição de espécies, Riqueza de espécies, Dispersão funcional, Singularidade funcional, Mudanças Globais.

PROJECTED EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON FISH FUNCTIONAL DIVERSITY OF FISHES IN PARANÁ-PARAGUAY BASIN

ABSTRACT

Climate change can present surprising, synergistic or antagonistic effects on freshwater ecosystems, increasing the challenges of restoring and conserving these environments to the anthropogenic changes they are already undergoing. Thus, this study aimed predict the effects of climate change on the ichthyofauna of Paraná-Paraguay Basin, considering its effects on taxonomic and functional diversity, identifying areas of interest for conservation. For this purpose, climatic-environmental variables of temperature, precipitation and water availability were used to model the range of 479 species of fish. The combined projection approach to obtain the consensus model was used for interpretation. For functional diversity, we evaluated functional richness, dispersion and uniqueness. To evaluate the contribution of functional traits in each future scenario an IndVal was performed. There was a marked contraction in the species range, as well a change in the locality of areas sheltering the highest values of taxonomic richness and functional diversity over time. The predictions indicated several species losing up to 100% of the current climatically adequate areas. The functional indices indicated a simplification in the traits composing the future assemblages, with loss of specialized strategies. Given the contemporary impacts which the basin is subjected, climate change can act synergistically with them. Management actions aiming to preserve the ichthyofauna in the basin should consider future projections to conserve as many species and functions as possible.

Keywords: Species distribution models, Species richness, Functional dispersion, Functional uniqueness, global changes.

2.1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas em curso ameaçam a biodiversidade global, com a temperatura e os valores de CO₂ atmosférico aumentando em uma taxa sem precedentes (IPCC, 2014). Avaliar as consequências de tais mudanças para o ambiente e suas espécies e definir de que modo elas podem ser mitigadas é um grande desafio para a ecologia (Thuiller, 2007). Sistemas naturais são inevitavelmente afetados e os ecossistemas de água doce deverão sofrer impactos ainda maiores que aqueles terrestres e marinhos. Isto é esperado devido às alterações no padrão de vazão, dinâmica de escoamento dos corpos aquáticos e qualidade da água, imprevisibilidade hidrológica e ocorrência de eventos extremos de secas e inundações (Poff, 2002; Palmer et al., 2008; Poff et al., 2012; van Vliet et al., 2013; Ruby & Ahilan, 2018). A perda de espécies pode ser até cinco vezes maior do que em alguns ambientes terrestres (Revenge et al., 2005). Frente às alterações antropogênicas às quais os ecossistemas de água doce já estão submetidos (ex. fragmentação de habitat, introdução de espécies exóticas e poluição), as mudanças climáticas podem ter efeitos surpreendentes, sinérgicos ou antagônicos, aumentando os desafios de restaurar e conservar estes ambientes (Dudgeon et al., 2006; Craig et al., 2017).

As mudanças em resposta às alterações climáticas ocorrem em todos os níveis de organização biológica, desde organismos até ecossistemas (Parmesan, 2006; Chen et al., 2011; Barbet-Massin & Jetz, 2015). As espécies respondem alterando seus padrões de distribuição, ciclos fenológicos e fisiologia, de acordo com seus requerimentos térmicos de habitat (Pearson & Dawson, 2003; Parmesan, 2006; Biswas et al., 2017; Izzo et al., 2016). Em grandes escalas espaciais, é esperado que, em resposta às mudanças climáticas, as espécies busquem maiores altitudes e/ou latitudes, havendo assim uma tendência de imigração das regiões mais quentes em direção às regiões mais frias (“*niche tracking*”). Em busca de condições adequadas no espaço geográfico, as espécies expandem e contraem suas áreas de distribuição até que alcancem uma nova situação de equilíbrio (Graham et al., 1996; Tingley et al., 2009; Thomas, 2010). A partir deste rearranjo das espécies, é esperada uma mudança na composição das assembleias, que pode afetar a dinâmica das comunidades, a manutenção da biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas (Kuczynski et al., 2018).

Restrições de dispersão podem se constituir assim, em fator complicador frente às mudanças climáticas para espécies que não podem se deslocar livremente, como é o caso da maior parte dos organismos aquáticos de água doce (Strayer & Dudgeon, 2010). Assim, para os peixes, um fator de relevância para sua distribuição é a estrutura fluvial e geográfica das bacias hidrográficas, que restringe a dispersão entre os corpos de água em resposta às

mudanças ambientais (Olden et al., 2010). Estas restrições variam desde a combinação de fatores bióticos e abióticos em escala local, até sua inabilidade de transpor oceanos e massas de terra (Parenti, 1991), levando à formação efetiva do que se pode chamar de ilhas biogeográficas (Hugueny et al., 2010). Assim, devido à ausência de corredores de dispersão, vitais para que as espécies alcancem habitats adequados, e devido a barreiras fluviais por ações humanas (por exemplo, barragens), ou naturais (grandes quedas de água), peixes podem ser impedidos de alcançar áreas climaticamente adequadas, o que os torna vulneráveis às mudanças no clima em amplas escalas (Buisson et al., 2008; Tófoli, 2015). Isto pode ter efeito nos serviços ecossistêmicos que são relacionados aos peixes, pois estes organismos atuam como importantes mediadores de diversas funções do ecossistema, com papel relevante como consumidores nas teias tróficas, no transporte de nutrientes em movimentos migratórios, na ciclagem de nutrientes através da alimentação e excreção, além de seus efeitos reguladores sobre uma variedade de outras propriedades ecossistêmicas (Wootton & Power, 1993; Flecker, 1996).

A fim de quantificar tais modificações nas assembleias de peixes ao longo de gradientes ambientais, estudos relacionando padrões biogeográficos às mudanças nas condições climáticas geralmente focam na distribuição das espécies individualmente e na determinação de padrões de riqueza. Porém, as espécies são tratadas como unidades equivalentes e seu papel funcional é ainda pouco considerado (MacMahon et al., 2011). Assim, há uma grande dificuldade em avaliar como as modificações na composição das assembleias em decorrência das mudanças no clima se traduzirão em mudanças na diversidade funcional (Tilman et al., 2001; Prather et al., 2012). Considerando que a diversidade funcional é uma das múltiplas faces da biodiversidade, esta deve ser considerada quando se pretende investir esforços na conservação dos ecossistemas (Olden et al., 2010).

A despeito de algumas suposições de que os efeitos negativos das mudanças climáticas deveriam ser menos incisivos sobre regiões de baixa latitude devido às temperaturas naturalmente mais elevadas (Parmesan, 2007), estudos têm mostrado que espécies tropicais devem ser altamente impactadas (Sheldon et al. 2011; Zeh et al. 2012; Gibson-Reinemer et al. 2015; Perez et al. 2016; Hermes et al. 2018;), pois os mecanismos de adaptação são, em geral, limitados devido às variações mais amenas nas condições climáticas ao longo do tempo evolutivo (Ghalambor et al. 2006; Pörtner & Knust, 2007; Sheldon et al., 2011). Ainda, devido ao grande aumento em suas taxas metabólicas em resposta ao aquecimento global, ectotérmicos tropicais deverão experimentar a crescente demanda de alimento e aumento da

vulnerabilidade à fome, ao mesmo tempo em que ficarão expostos a aumentos na hipoxia, levando, possivelmente, à redução de energia direcionada à reprodução (Dallon et al., 2010; Ruby & Ahilan, 2018).

Neste contexto, este estudo objetivou prever por meio da técnica de modelagem de distribuição de espécies o efeito das mudanças climáticas sobre a distribuição de espécies de peixes de água doce da bacia Paraná-Paraguai, América do Sul, levando em consideração seus efeitos sobre os padrões espaciais de riqueza e diversidade funcional, e identificando áreas de grande interesse para a conservação. De forma específica, nós (i) investigamos as mudanças na riqueza de espécies e na diversidade funcional frente aos cenários futuros de mudanças climáticas (2050 e 2080; cenários moderado e pessimista de emissão de carbono); (ii) investigamos as respostas das espécies quanto ao tamanho de sua área de distribuição, evidenciando expansão ou retração para os anos de 2050 e 2080; (iii) avaliamos a diversidade β , para avaliar se as comunidades projetadas para o futuro deverão ser substituídas (*turnover*) ou aninhadas às comunidades do presente; (iv) identificamos se os pontos de maior riqueza de espécies correspondem aos pontos de maior diversidade funcional, (v) identificamos as áreas com maiores perdas e ganhos de funções nos cenários futuros em relação ao presente; (vi) avaliamos a composição das características funcionais em cada um dos cenários, para identificar as características mais vulneráveis às mudanças climáticas.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A bacia Paraná-Paraguai drena cerca de 2.800.000 km² do território Sul-Americano. É uma bacia megadiversa em termos de ecossistemas, espécies, hidrografia e relevo. Além de ocupar boa parte do sudeste do Brasil, abrange parte do território da Argentina, leste da Bolívia e Paraguai (Figura 1). É também profundamente regulada por barragens. Apenas em território brasileiro a bacia possui 1.358 empreendimentos hidrelétricos de pequeno a grande porte, entre inventariados, em construção e em operação (ANEEL, 2018). A região norte da bacia Paraná-Paraguai caracteriza-se por apresentar um clima tropical, com sazonalidade acentuada e verões chuvosos e invernos secos. A região sul possui clima subtropical temperado, com precipitações distribuídas ao longo de todo o ano (Berbery & Barros, 2002).

O Rio Paraná é formado pela junção dos rios Grande e Paranaíba, é o segundo maior rio da América do Sul (4.695 km de extensão) e o décimo do mundo em descarga de água (Agostinho et al., 2008) o que corresponde a 12.378 m³/s⁻¹ a montante da confluência com o

Rio Paraguai. A bacia do Rio Paraná pode ser dividida em alto Paraná, historicamente separada do restante da bacia pelas Sete Quedas, a qual foi inundada pelo reservatório de Itaipu, resultando na união de duas províncias ictiofaunísticas distintas e, atualmente, considera-se alto Paraná até a região de Posadas, Argentina. A porção chamada de médio Paraná estende-se então até a região a jusante de Corrientes também na Argentina, e o baixo Paraná até o Rio da Prata (Collischonn et al., 2015).

O Rio Paraguai é o quinto maior rio da América do Sul (2.550 km de extensão), recebe rios como o Cuiabá, São Lourenço, Pilcomayo e Bermejo e é o principal tributário da margem direita do Rio Paraná (Resende, 2003), com uma vazão média de $3.899 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$. Exceto por trechos curtos superiores, o Rio Paraguai caracteriza-se por uma declividade baixa e uniforme (Berbery & Barros, 2002). As áreas alagáveis desta bacia abrigam o bioma Chaco-Pantanal, uma extensa planície aluvial localizada no centro da América do Sul (Paranhos-Filho et al., 2013). Este bioma é formado por um sistema hidrológico complexo, composto por diferentes tipos de habitats aquáticos, tais como rios, corixos, lagoas, pântanos e baías. O Pantanal é uma das maiores áreas úmidas do mundo, abrigando exuberante biodiversidade e, por isso, considerado patrimônio da humanidade (Paranhos-Filho et al., 2013).

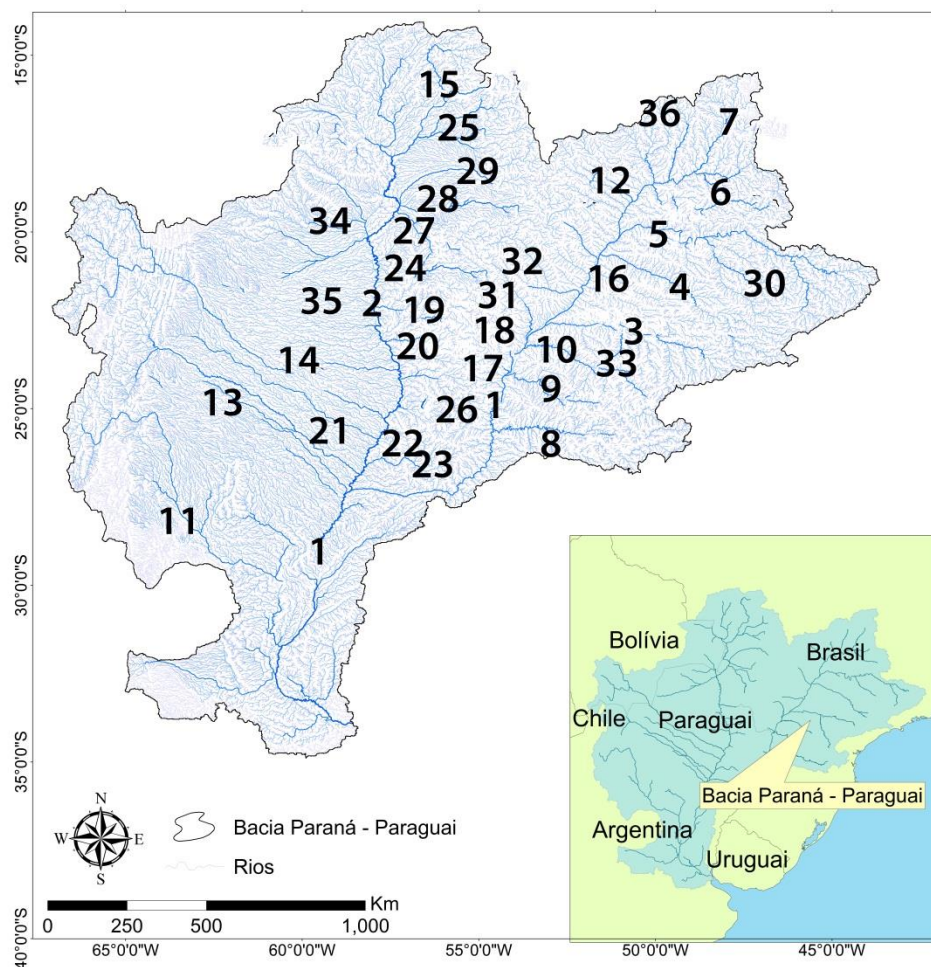


Figura 1. Mapa da bacia Paraná-Paraguai, com destaque para os principais rios. (1. Rio Paraná, 2. Rio Paraguai, 3. Rio Paranapanema, 4. Rio Tietê, 5. Rio Grande, 6. Rio Paranaíba, 7. Rio Corumbá, 8. Rio Iguaçu, 9. Piquiri, 10. Ivaí, 11. Rio Salado, 12. Rio Verde, 13. Rio Bermejo, 14. Rio Pilcomayo, 15. Rio Cuiabá, 16. Aguapeí, 17. Rio Amambai, 18. Rio Ivinhema, 19. Rio Aquidabán, 20. Rio Ypan, 21. Rio Aguaray-Guaz, 22. Rio Manduvir, 23. Tebicuary-m, 24. Rio Apa, 25. Rio São Lourenço, 26. Rio Iguatemi, 27. Rio Miranda, 28. Rio Aquidauana, 29. Rio Negro, 30. Rio Capivari, 31. Rio Vacaria, 32. Rio Brilhante, 33. Rio Tibagi, 34. Rio Yacar, 35. Rio Monte Lindo, 36. Rio Turvo.

2.2.2 Dados de ocorrência das espécies

Registros de ocorrência das espécies de peixes da bacia Paraná-Paraguai foram obtidos por meio de três bases de dados: FishNet2 (<http://www.fishnet2.net/>), SpeciesLink (<http://www.splink.cria.org.br>), e Global Biodiversity Information Facility - GBIF (<http://www.gbif.org/>), as quais disponibilizam informaçoes de coleçoes ictiológicas de diferentes museus de história natural do mundo. Registros com ambiguidades ou informaçoes

duvidosas e sem coordenadas geográficas foram excluídos, bem como registros que não possuíam o nome preciso das espécies (ex. espécies com as partículas cf. e aff.). Problemas taxonômicos de sinonímias e mudanças de nome também foram corrigidos e os nomes válidos seguiram a base de dados *Catalog of fishes – CAS* (Eschmeyer et al., 2018).

Os registros das ocorrências foram mapeados em uma malha geográfica (“grid”) regular, com resolução espacial de 0.1° de latitude e longitude (células com cerca de 11x11 km de lado; 16.350 células). Para cada espécie foi construída uma matriz binária de presença (1) e pseudo-ausência (0), a partir dos dados de ocorrência. Estas matrizes foram os componentes bióticos da modelagem de distribuição de espécies. Considerando que estudos demonstram maior precisão dos modelos a partir de um número razoável de pontos de ocorrência, bem como uma melhor precisão a partir do aumento do número destes pontos (Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007), foram desconsiderados no processo de modelagem as espécies com ocorrência restrita a menos de quatro células.

2.2.3 Variáveis preditoras climático-ambientais e hidrológicas

Foram utilizadas variáveis preditoras bioclimáticas para o presente e para o futuro (2050 e 2080) relacionadas com a tolerância ambiental das espécies: temperatura máxima no mês mais quente (TMAX; °C), temperatura mínima no mês mais frio (TMIN; °C), temperatura média anual (TMED), precipitação no mês mais úmido (PMAX; mm), precipitação no mês mais seco (PMIN; mm), precipitação anual (PANU). Estas variáveis foram escolhidas por serem os principais parâmetros bioclimáticos determinando a distribuição dos organismos na Terra (Barbet-Massin & Jetz, 2015; Petitpierre et al., 2017)

Foram também utilizadas as variáveis de natureza hidrológica ‘Ordem do corpo aquático’ (ORTR) como medida de disponibilidade de água, e a média dos valores de altitude dentro de cada célula (ALT; m). As variáveis climático-ambientais para o presente foram obtidas a partir da base de dados WORLDCLIM (<http://www.worldclim.org>) e para o futuro a partir de CCAFS-Climate (Climate Change, Agriculture and Food Security; <http://ccafs-climate.org>). A variável hidrológica e altitude foram obtidas a partir de um mapa de elevação digital de resolução 90 m. Todas as variáveis foram re-escaladas de acordo com o grid de 0.1° de resolução para a construção dos *layers* climático-ambientais.

Os dados de TMAX, TMIN, TMED, PMAX, PMIN, PANU para os anos de 2050 e 2080 foram extraídos do modelo empírico do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, Quinto relatório de avaliação (*Fifth Assessment Report – IPCC – AR5*, 2014).

Foram utilizados os modelos de circulação geral AOGCMs (*Atmospheric-Ocean General Circulation Models*): CCSM4 – NCAR (*Community Climate System Model – National Center for Atmospheric Research*); CSIRO – MK3 (*Australia’s Commonwealth Scientific and Industrial Research’s General Organization – Mark 3*); MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate*) e MRI (*Meteorological Research Institute*) (ver Hasumi & Emori, 2004 para mais detalhes). A trajetória de concentração de gases de efeito estufa para cada AOGCM foi baseada nas Vias Representativas de Concentrações (*Representative Concentration Pathways – RCP*), sendo considerado um cenário moderado de estabilização (RCP 4.5) e um cenário pessimista “*business-as-usual*” (RCP 8.5). Para a modelagem de distribuição de espécies, foi assumida a estacionariedade temporal das variáveis ORTR e ALT.

2.2.4 Modelos de distribuição de espécies

Considerando que os padrões de ocorrência das espécies são determinados em grande escala, pelas respostas dos organismos a diferentes condições ambientais (refletindo o componente Grinelliano do nicho ecológico, Soberón, 2007), foram utilizados Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) para prever os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies de peixes de água doce na bacia Paraná-Paraguai. Foram utilizadas as matrizes de ocorrência das espécies e *layers* climático-ambientais para realizar a modelagem e obter uma matriz de adequabilidade ambiental para cada espécie, a partir da qual a distribuição potencial das espécies foi calculada nos tempos presente e futuro.

Foram utilizados seis modelos de distribuição de espécies, conceitualmente e estatisticamente diferentes para predição da adequabilidade ambiental e área de distribuição das espécies. Quatro deles são métodos baseados somente em dados de presença (*presence-only methods*), sendo eles Bioclim (BIOC; Busby, 1991), DOMAIN com Distância Euclidiana (EUCD; Carpenter et al., 1993), DOMAIN com Distância de Gower (GOWD; Gower, 1971; Carpenter et al., 1993;), Análise de fator de nicho ecológico (*Ecological Niche Factor Analysis – ENFA*; Hirzel et al., 2002), e dois são baseados em dados de presença e *background*: Máxima entropia (MAXENT, Phillips et al., 2006) e Algoritmos Genéticos (*Genetic Algorithm for Rule-set Production – GARP*; Stockwell & Peters, 1999).

De acordo com as particularidades de cada método, diferentes projeções foram obtidas, gerando dúvidas sobre qual modelo é mais adequado para a representação da adequabilidade climática e área de distribuição potencial das espécies (Diniz-Filho et al., 2009). Para contornar essa incerteza e minimizar erros, foi utilizada uma abordagem de

projeção combinada (*ensemble forecasting*), que fornece o resultado do consenso dos múltiplos modelos (CONS, Araújo & New, 2007). O princípio fundamental na utilização dessa abordagem é que diferentes fontes de erros afetam cada modelo de nicho de diferentes modos, e a combinação de suas previsões tende a minimizar os erros e gerar previsões mais robustas (Diniz-Filho et al., 2009). Desta forma, apenas os resultados do modelo consenso (CONS) foram retidos para interpretação.

Para cada MDE a extensão da ocorrência das espécies foi dividida randomicamente em dois subgrupos: 75% dos dados para calibração e 25% para avaliação. Este procedimento foi realizado 50 vezes para evitar vieses nos subconjuntos de dados. Cada previsão contínua de adequabilidade dos MDE foi convertida em vetores binários de presença e ausência em cada célula (0/1), utilizando o limiar que maximiza os valores de sensibilidade e especificidade na “*Receiver Operating Characteristic curve*” ou curva ROC. Esta é gerada plotando a fração de verdadeiros positivos versus a fração de falsos positivos, em várias configurações de limiares. Foi então gerada para cada espécie uma frequência de projeções ponderada pela estatística TSS (“*True Skill Statistic*”) para cada tempo (presente, 2050 e 2080); isto é, os melhores modelos de acordo com esta métrica tem mais peso nas projeções consenso. A estatística TSS varia de -1 a +1, em que valores iguais a +1 são uma previsão perfeita e os valores iguais ou menores que zero não são previsões melhores que as randômicas (Allouche et al., 2006). A área de distribuição geográfica de cada espécie foi determinada para cada tempo, considerando a espécie presente apenas nas células em que no mínimo 50% dos modelos retidos no consenso apontaram a espécie como presente.

A modelagem de distribuição de espécies foi realizada na plataforma computacional BioEnsembles (Diniz-Filho et al., 2009). O reescalonamento das variáveis ambientais foi executado no software SAM v.4.0. Os mapas foram confeccionados no SIG QGIS 2.18 em sistema de referência WGS84 EPGS4326.

Uma vez que MDE ignoram barreiras geográficas em suas previsões, foi construído um algoritmo de truncamento para lidar com as restrições à dispersão das espécies de peixes na bacia impostas pelas Cataratas do Iguaçu. Desta maneira, categorizamos cada espécie da bacia quando à origem (origem 1 = espécies que ocorrem apenas acima das quedas, ou seja, endêmicas da bacia do Rio Iguaçu, origem 2 = espécies que ocorrem apenas abaixo das quedas e origem 3 = espécies comuns às duas regiões), e usamos tal informação como argumento para truncar os *outputs* de presença e ausência gerados pelo CONS pela barreira geográfica, desconsiderando presenças preditas fora da região de origem das espécies. Assim,

para os casos 1 e 2, presenças fora da região de origem preditas pelo CONS foram substituídas por ausências para geração do modelo consenso truncado pela barreira geográfica (CONSTR), o qual correspondeu à área de distribuição final das espécies. O algoritmo de truncamento foi construído no ambiente R (R Core Team, 2018).

Para determinar a riqueza de espécies empregamos a estratégia de modelagem em nível da comunidade "*predict first, assemble latter*" (*sensu* Overton et al., 2002), em que os *ranges* de espécies individuais, modelados em função dos preditores ambientais, são sobrepostos um a um para obter o número de espécies em cada célula. O tamanho do *range* de cada espécie foi baseado na soma do número de células ocupadas pelas espécies na bacia hidrográfica e as variações temporais foram analisadas por meio da distribuição de frequência do número de células ocupadas. A riqueza de espécies e tamanho do *range* foram obtidos para o tempo atual, 2050 e 2080 e para os diferentes cenários de emissão de carbono, considerando os *outputs* de presença e ausência do algoritmo de truncamento (CONSTR).

A partir desses *outputs*, foi calculada a β -diversidade, como uma medida de dissimilaridade entre os locais nos diferentes tempos futuros e cenários em relação ao presente. Seus componentes foram particionados em *turnover* e aninhamento, para verificar se houve uma substituição ou empobrecimento entre as comunidades nos diferentes tempos. Maiores valores de *turnover* implicam na substituição de algumas espécies por outras como consequência de restrições ambientais. O aninhamento reflete um processo não randômico de perda de espécies como consequência de fatores que impactem as comunidades (Baselga, 2010). Estas variáveis foram calculadas no ambiente R através do pacote *betapart* (Baselga et al., 2012), função "beta.temp", utilizando a dissimilaridade de Jaccard. Os mapas de β -diversidade foram construídos categorizando as células em estáveis, *turnover* e aninhamento.

2.2.5 Atributos funcionais

As características funcionais utilizadas foram dieta (níveis: detritívoros, invertívoros, insetívoros, piscívoros, onívoros, herbívoros, zooplactívoros, algívoros, hematófagos, malacófagos, oófagos, mucófagos, lepidófagos), uso do habitat (níveis: pelágico, bentopelágico, demersal e parasita), migrações reprodutivas de longa distância (>100 km) ou sedentário, presença de cuidado parental, presença de fecundação interna, posição da boca (níveis: terminal, subterminal, inferior, superior, bico e tubular) e comprimento total máximo (ver APÊNDICE A - Tabela S1 para detalhes). Os dados foram compilados a partir da literatura (artigos científicos, relatórios, teses, dissertações, relatórios técnicos, bases de dados online) e as características foram levantadas para todas as espécies modeladas (aquelas com

no mínimo 4 células ocupadas na *grid*), e quando alguma informação não estava disponível em nível específico, foi utilizada a informação para o gênero ou família (APÊNDICE B – Tabela S2).

Os índices funcionais utilizados foram riqueza funcional (FRic – Villéger et al., 2008), dispersão funcional (FDis - Laliberté & Legendre, 2010) e singularidade funcional (FSin - Ricotta et al., 2016). Eles foram calculados para os diferentes tempos (presente, 2050 e 2080) e cenários de emissão de carbono (RCP 4.5 e 8.5) utilizando as matrizes de presença e ausência resultantes do CONSTr. A riqueza funcional representa a quantidade de espaço multidimensional preenchido pela comunidade e não considera a abundância das espécies (Villéger et al., 2008). Originalmente proposta por Anderson et al., (2006), a dispersão funcional é a distância média, ponderada pela abundância, ao centroide (dispersão multivariada). Para dados de presença e ausência, nos quais as espécies têm abundâncias iguais, a dispersão funcional é simplesmente a distância média ao centroide. Mudanças na dispersão funcional refletem mudanças nos valores das características das espécies em relação ao centro do espaço funcional, preenchido pela comunidade (Laliberté & Legendre, 2010; Mouillot et al., 2013), podendo ser utilizada como uma medida de diversidade β para avaliar a variabilidade na composição das espécies entre unidades amostrais para uma determinada área. A singularidade funcional, por sua vez, assume que espécies com diferentes características desempenham funções distintas no ecossistema. Quando as espécies possuem combinações únicas de características em relação ao *pool* total de espécies, a singularidade assume valores altos, e a comunidade apresenta uma baixa redundância funcional, que é uma medida contrária à singularidade. FSin é a razão entre a entropia quadrática de Rao e o índice de diversidade de Simpson, relacionando a diversidade funcional ao valor máximo de dissimilaridade da comunidade (Ricotta et al., 2016).

Foi também avaliada a relação entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional através de uma correlação de Spearman, pois, de acordo com a natureza deste índice funcional, é esperado que o mesmo seja altamente correlacionado à riqueza (Villéger et al., 2008). Os índices funcionais foram calculados no ambiente R (R Core Team, 2018). A riqueza e a dispersão funcional foram calculadas a partir do pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010), função “dbFD” (*distance based functional diversity*). A matriz de características teve variáveis mistas (contínuas e categóricas), e nesse caso então, foi usada a dissimilaridade de Gower para o cálculo das matrizes de distância, com correção de Cailliez para os autovalores negativos (Anderson et al., 2006; Legendre & Legendre, 1998;). A singularidade funcional foi

calculada a partir da função “*uniqueness*” de Ricotta et al. (2016). Todos os índices foram calculados para cada uma das células do grid.

Utilizando a multiplicação das matrizes de características das espécies X presença e ausência por célula através da função “*matrix.t*” (Pillar et al., 2009) no ambiente R (pacote SYNCSA), foi gerada uma matriz T com as características das espécies compondo as colunas da matriz e as linhas sendo compostas por cada uma das células da grid. A esta matriz foi aplicado um índice de espécies indicadoras (IndVal – *Indicator Value Analysis*; Dufrêne & Legendre, 1997) para identificar a contribuição de cada característica na composição de cada uma das comunidades nos diferentes anos e cenários, utilizando como fator o cenário, com cada um dos níveis compostos por um cenário futuro (presente, 2050 [4.5], 2050 [8.5], 2080 [4.5], 2080 [8.5]). Características funcionando como boas indicadoras são aquelas tanto abundantes (especificidade) quanto frequentes nos cenários (fidelidade). O nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$, e as análises foram realizadas no ambiente R, através do pacote labdsv, função “*indval*” (R Core Team, 2018).

2.3 RESULTADOS

A busca por pontos de ocorrência resultou em 479 espécies nativas ocupando, no mínimo, quatro registros em células do grid (22.322 registros de ocorrência no total). As espécies pertencem às ordens Characiformes, Siluriformes, Cichliformes, Gymnotiformes, Synbranchiformes, Cyprinodontiformes, Beloniformes, Clupeiformes, Lepidosireniformes, Myliobatiformes e Pleuronectiformes, estando distribuídas em 44 famílias (Tabela S2).

2.3.1 Riqueza de espécies

As predições geradas pela sobreposição individual das áreas de distribuição das espécies, produzidas pelo modelo consenso, revelaram que as regiões de maior adequabilidade climático-ambiental e, portanto, de maior riqueza de espécies correspondem à porção do baixo Pantanal, tributários da margem esquerda do médio Paraguai e tributários da margem direita do alto rio Paraná, com células abrigando até 229 espécies (Figura 2). Por outro lado, houve uma marcante ausência de espécies nos trechos da bacia nos territórios da Argentina, Bolívia e norte do Paraguai. Quando comparado aos trechos da bacia ricos em espécies, a sub-bacia do rio Iguaçu, caracterizada por alta taxa de endemismo, assumiu baixos valores de riqueza, com células abrigando no máximo 33 espécies.

As predições para o futuro geradas a partir do modelo consenso mostraram considerável perda de áreas climaticamente adequadas para ocorrência de espécies de peixes em extensas áreas da bacia. Resultado alarmante é a drástica perda de espécies apontada para

importantes centros de diversidade de peixes, como o alto Rio Paraguai e o Pantanal. No futuro, não mais os tributários da margem direita do Alto Paraná, mas sim os da margem esquerda foram preditos para abrigar maior riqueza, retendo, portanto, a função de refúgios climáticos. Os tributários da margem esquerda do médio Paraguai apresentaram tendência de estabilidade até 2050, no entanto, foi predita a perda de adequabilidade climático-ambiental para 2080. No cenário moderado (RCP 4.5), tanto em 2050 quanto em 2080, as principais áreas de refúgio climático da bacia Paraná-Paraguai correspondem à porção média-alta dos rios Mogi-Guaçu e Tietê, porção alta dos rios Aguapeí e Peixe no estado de São Paulo, sub-bacia do rio Paranapanema na divisa de São Paulo e Paraná, Rio Ivaí e baixo Rio Piquiri no estado do Paraná, Rio Aquidabán, Rio Ypané, Rio Aguaray Guazý/Jejuí-Guazú, Rio Manduvirá e Rio Tebicuary-mí em território Paraguaio. No cenário pessimista (RCP 8.5), devido às perdas alarmantes de áreas climaticamente adequadas para as espécies, em 2050 estas tendem a concentrar-se especialmente na poção média-baixa da bacia do rio Ivaí (PR) e alta das bacias dos rios Paranapanema (PR-SP) e Tietê (SP) e apenas nesta última em 2080.

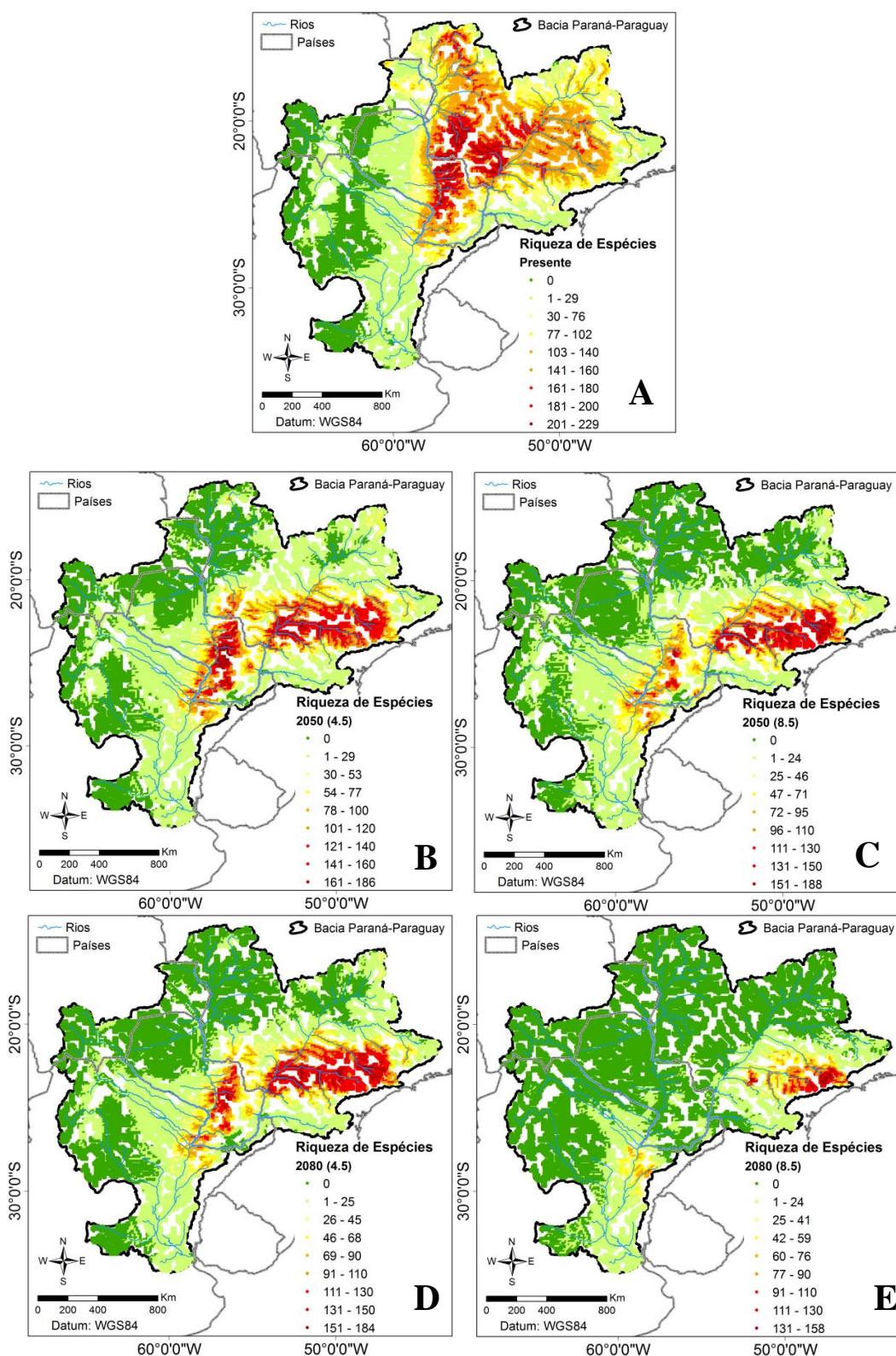


Figura 2. Riqueza de espécies de peixes da bacia Paraná-Paraguai no cenário presente, 2050 e 2080 para diferentes RCPs (4.5 e 8.5). Mapas derivados do CONStr (consenso dos modelos BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXENT, GARP, seguidos do truncamento da sub-bacia do rio Iguazu).

As análises de β -diversidade mostraram altos valores de *turnover* distribuídos por toda a bacia. O número de células de *turnover* apresentou-se sempre maior que o número de células de aninhamento (64% de células de *turnover* no cenário 4.5 de 2050 até 79% de *turnover* no cenário 8.5 de 2080). Entre as células de *turnover*, valores acima de 0,8 foram encontrados em cerca de 14% delas no cenário moderado de 2050 (RCP 4.5) e em 41% no cenário mais pessimista de 2080 (RCP 8.5) (Figura 3), principalmente no extremo alto Paraná e nos tributários da margem direita do rio Paraguai. Valores maiores de aninhamento se concentraram, principalmente, na sub-bacia do Rio Iguazu, na região do baixo Pantanal e nas cabeceiras dos tributários da margem direita do rio Paraguai e da margem esquerda do Rio Paraná.

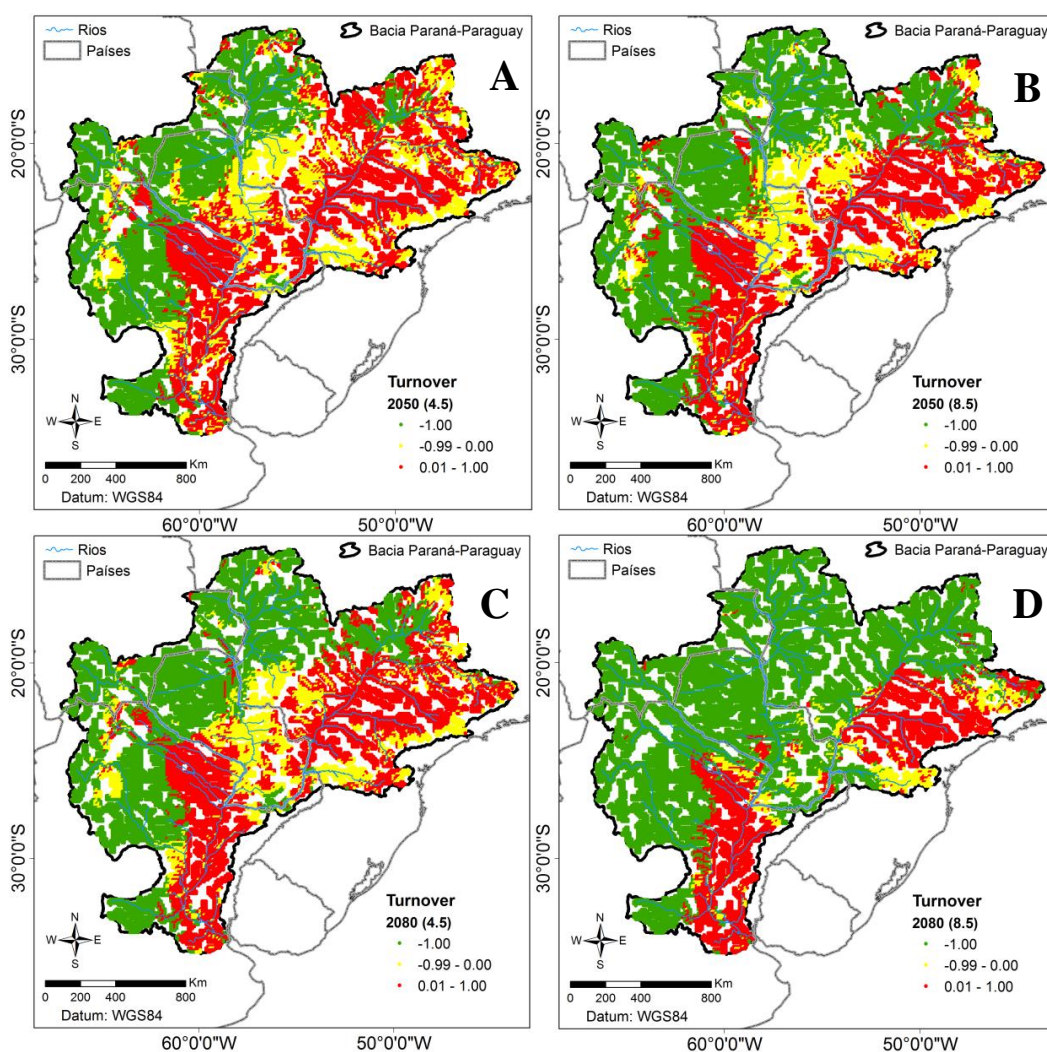


Figura 3. Diversidade β de peixes na bacia Paraná-Paraguai para os cenários futuros em relação ao presente. As áreas em verde são áreas onde não houve mudança ou não havia espécies; áreas em vermelho correspondem a áreas nas quais o *turnover* foi maior do que o

aninhamento e áreas em amarelo correspondem a áreas nas quais o aninhamento foi maior do que o *turnover*. A= 2050 (4.5), B= 2050 (8.5), C= 2080 (4.5), D= 2080 (8.5).

Em relação ao tamanho da área de distribuição das espécies de peixes da bacia Paraná-Paraguai, observou-se o predomínio daquelas com área de distribuição restrita (até 500 células), como é o caso da maior parte dos peixes anuais (principalmente Rivulídeos) e um número pequeno de espécies amplamente distribuídas na bacia (aquelas ocupando mais de 5.000 células) (Figura 4A). As projeções futuras demonstram uma contração gradual dos *ranges* das espécies (refletindo nítida distribuição de frequência em “J”), com número de espécies cada vez maior na classe de menor tamanho nos diferentes tempos e cenários, com o cenário “*business- as- usual*” exibindo projeções críticas, com uma espécie alcançando no máximo 1.600 células, e aproximadamente 300 espécies restritas a poucas células (até 200 células) (Figura 4E).

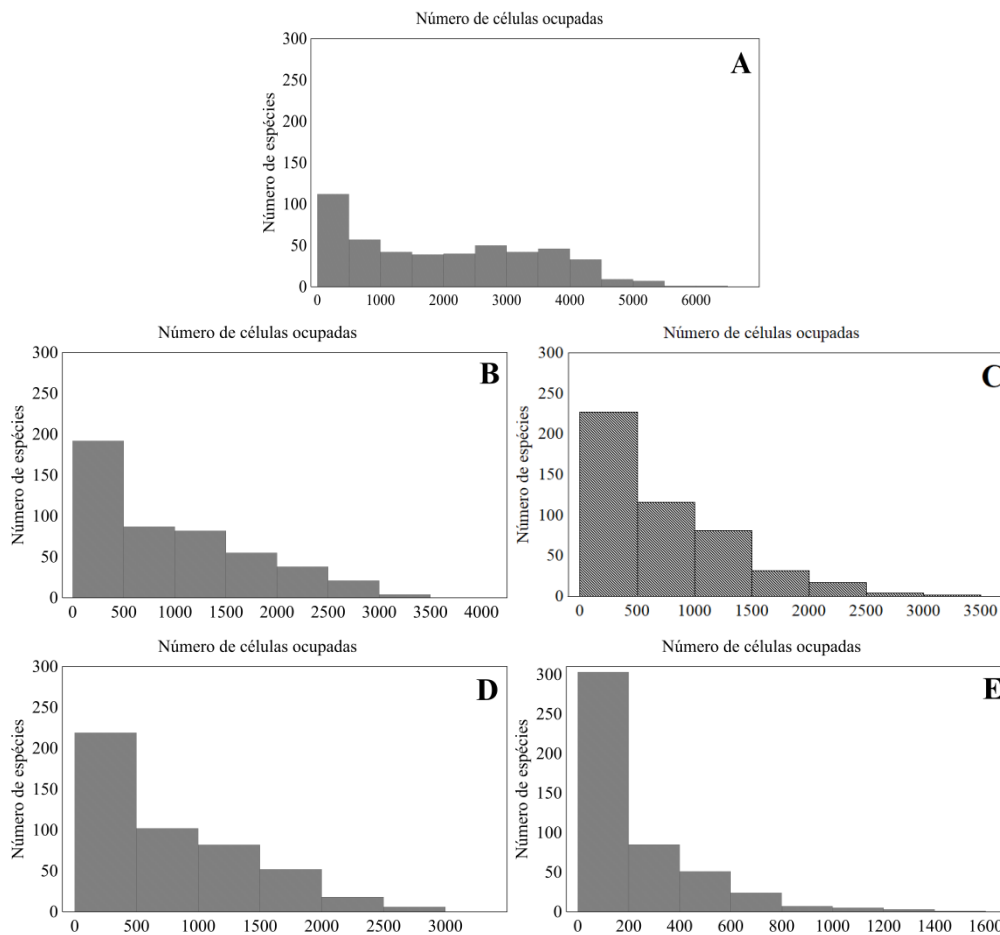


Figura 4. Mudanças projetadas no tamanho do *range* das espécies de peixes da bacia Paraná-Paraguai, devido às mudanças climáticas futuras (A = presente, B = 2050 4.5, C = 2050 8.5, D = 2080 4.5, E = 2080 8.5). O tamanho da área de distribuição corresponde ao número de células ocupadas por cada uma das espécies.

Dentre as 479 espécies que constituíram o componente biótico, as projeções predisseram perda de 100% das áreas climaticamente adequadas para a ocorrência de 51 e 63 nos cenários 2050 (4.5 e 8.5), e 60 e 131 naquele de 2080 (4.5 e 8.5), respectivamente. Esses valores representam estimativas de perda de até 27% das espécies analisadas para a bacia Paraná-Paraguai até o final do século.

2.3.2 Diversidade Funcional

A riqueza taxonômica e a riqueza funcional foram significativa e positivamente relacionadas para todos os tempos e cenários ($p < 0.05$) (Tabela 1). Isto significa que as células que apresentam os maiores valores de riqueza de espécies, também apresentam os maiores valores de riqueza funcional.

Tabela 1. Correlação entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional para o presente e para os cenários futuros de 2050 e 2080.

Tempo	P
Presente	0,88
2050 (RCP 4.5)	0,87
2050 (RCP 8.5)	0,86
2080 (RCP 4.5)	0,87
2080 (RCP 8.5)	0,85

Em geral, a porção norte/centro-oeste da bacia apresentou altos valores de FRic. Valores de riqueza funcional foram mais proeminentes em tributários da margem esquerda do rio Paraguai e em tributários do trecho médio-inferior do alto Paraná (Figura 5A). Destacam-se os tributários do trecho alto do Rio Paraguai, como o Rio Cuiabá e seus tributários (como o Rio São Lourenço), Rio Pilcomayo e Rio Apa. Da mesma forma, destacam-se os trechos mais altos dos tributários do Alto Rio Paraná, especialmente porções superiores do Rio Tietê, Paranapanema, médio-inferior do Ivaí, Piquiri na margem esquerda e rios Ivinhema, Amambai e Iguatemi na margem direita. Em território paraguaio, os tributários da margem direita do rio Paraguai em geral apresentaram alta riqueza funcional. As predições futuras apontam diminuição dos maiores valores de riqueza funcional em todos os tempos e cenários. Resultado alarmante de perda de funções foi verificado no Alto rio Paraguai. Porém, tributários na margem esquerda do Alto Rio Paraná e do médio Paraguai mantiveram-se mais estáveis, com os maiores valores de riqueza funcional nos rios Ivaí, Paranapanema em todos os tempos e cenários e baixo Rio Paraná em 2080 para o cenário pessimista (Figura 5E).

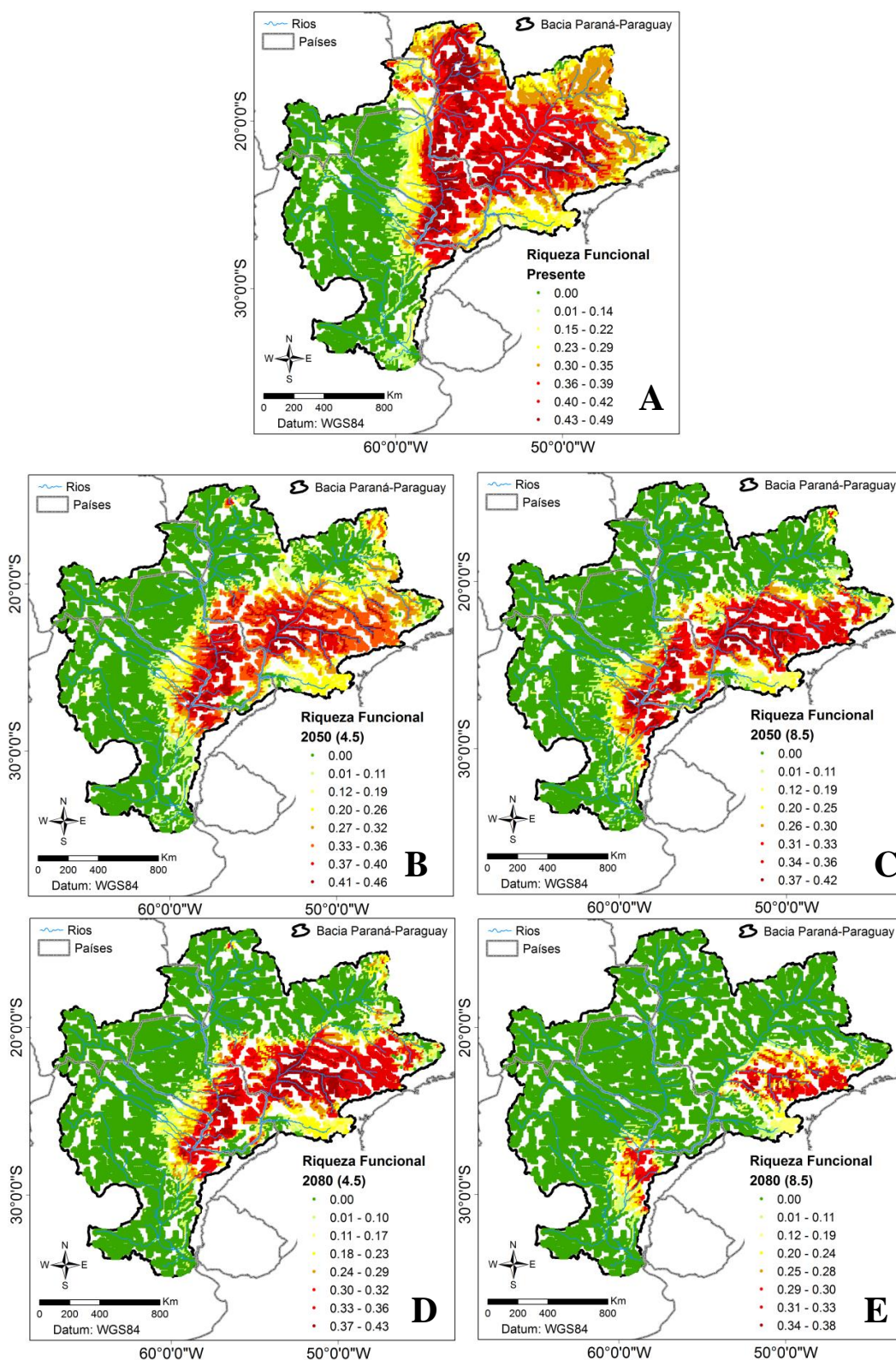


Figura 5. Riqueza funcional de espécies de peixes na Bacia Paraná-Paraguai no presente, 2050 e 2080 e diferentes RCPs (4.5 e 8.5). Mapas derivados do CONStr (consenso dos modelos BIOC, DOMAIN (GOWD), DOMAIN (EUCL), ENFA, MAXE, GARP, seguidos do

truncamento da sub-bacia do rio Iguçu). A= Presente, B= 2050 (4.5), C= 2050 (8.5), D= 2080 (4.5) e E= 2080 (4.5).

Os maiores valores de dispersão funcional no cenário atual foram pouco coincidentes com os locais que apresentaram maior FRic. As comunidades nas quais as características das espécies mais se distanciaram do centroide do espaço funcional (maior substituição de características) concentraram-se nos rios Turvo e Paranaíba, no Rio Paraná entre a foz dos rios Iguatemi e Piquiri, e também em sua foz; no extremo sul do Rio Paraguai e em pequenas porções isoladas nas cabeceiras dos tributários da margem direita do Rio Paraguai (Figura 6A). Nos cenários futuros moderados e mesmo no cenário pessimista para 2050, células apresentando altos valores de dispersão funcional estiveram isoladas nos trechos de cabeceira dos rios, e concentradas no Rio Piquiri e na calha principal do Rio Paraná, na foz do Rio Piquiri e no baixo Paraguai (Figura 6B, 6C e 6D). No cenário pessimista de 2080, destacam-se como detentores dos maiores valores de dispersão funcional os tributários da margem esquerda do Rio Paraná (com exceção do rio Iguçu) e a porção inferior do Rio Paraná (Figura 6E).

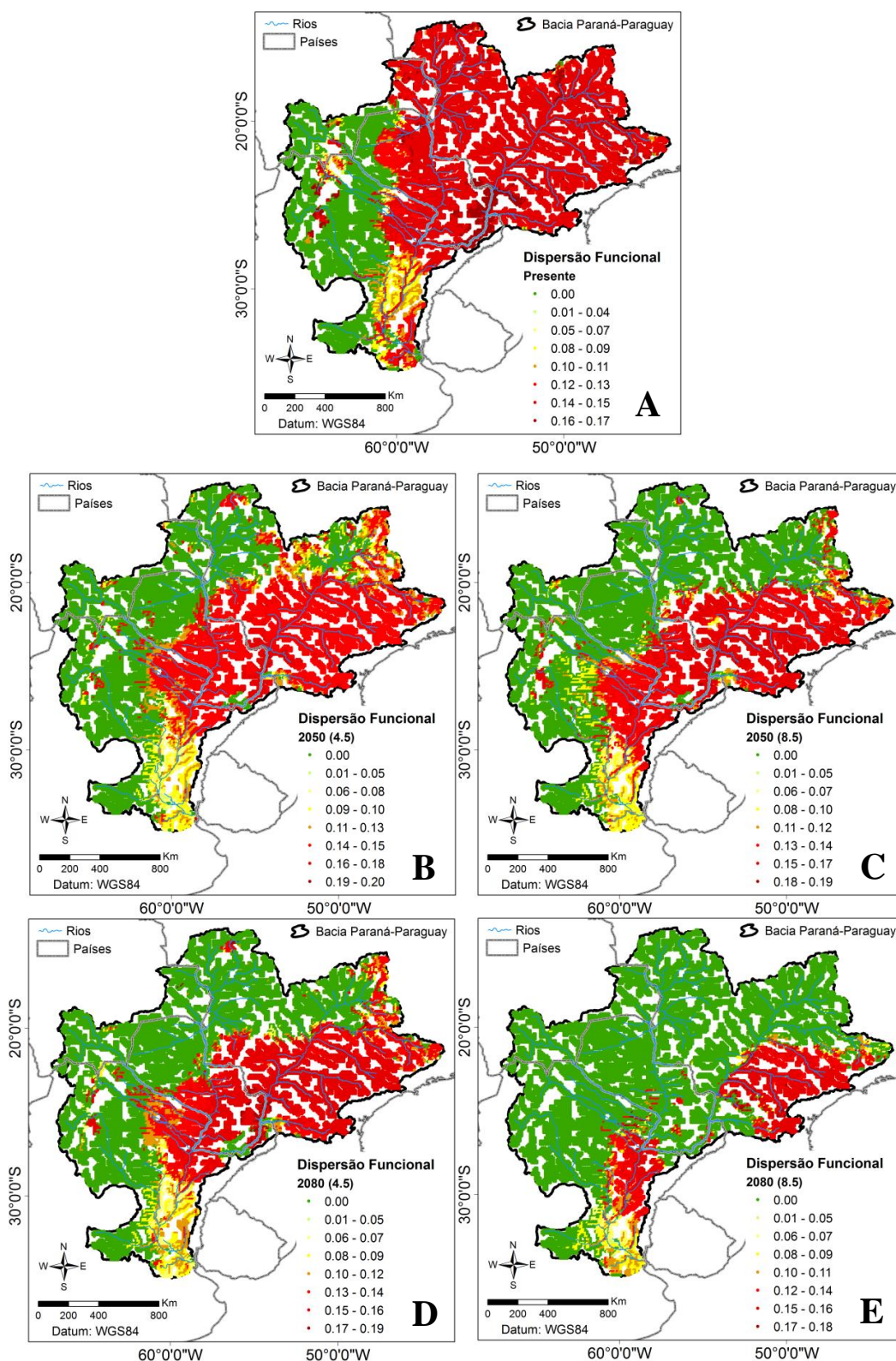


Figura 6. Dispersão funcional de peixes da bacia Paraná-Paraguai no presente, em 2050 e em 2080 para diferentes RCPs (4.5 e 8.5). Mapas derivados do CONStr (consenso dos modelos BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXE, GARP, seguidos do truncamento da sub-bacia do rio Iguazu). A= Presente, B= 2050 (4.5), C= 2050 (8.5), D= 2080 (4.5) e E= 2080 (8.5).

De forma geral a bacia Paraná-Paraguai apresentou pouca variação na singularidade funcional, com altos valores (0,17-0,24) dispersos por toda a bacia (Figura 7). Os menores valores (até 0,17) foram encontrados no trecho do baixo Rio Paraná enquanto os maiores valores ($>0,25$) foram encontrados de forma pontual nos formadores dos tributários da margem direita do Rio Paraguai e na foz do Rio Paraná. No futuro, os maiores valores se mantiveram nos tributários da margem direita do Rio Paraguai, de forma pontual, porém em menor número de células nos cenários de 2050 e no cenário 4.5 de 2080. Porém, no cenário mais pessimista de 2080, os maiores valores foram encontrados nas porções baixas do Rio Paraguai e seus tributários e no alto Rio Paraná e seus tributários da margem esquerda, principalmente os rios Ivaí, Piquiri, Paranapanema e Tietê.

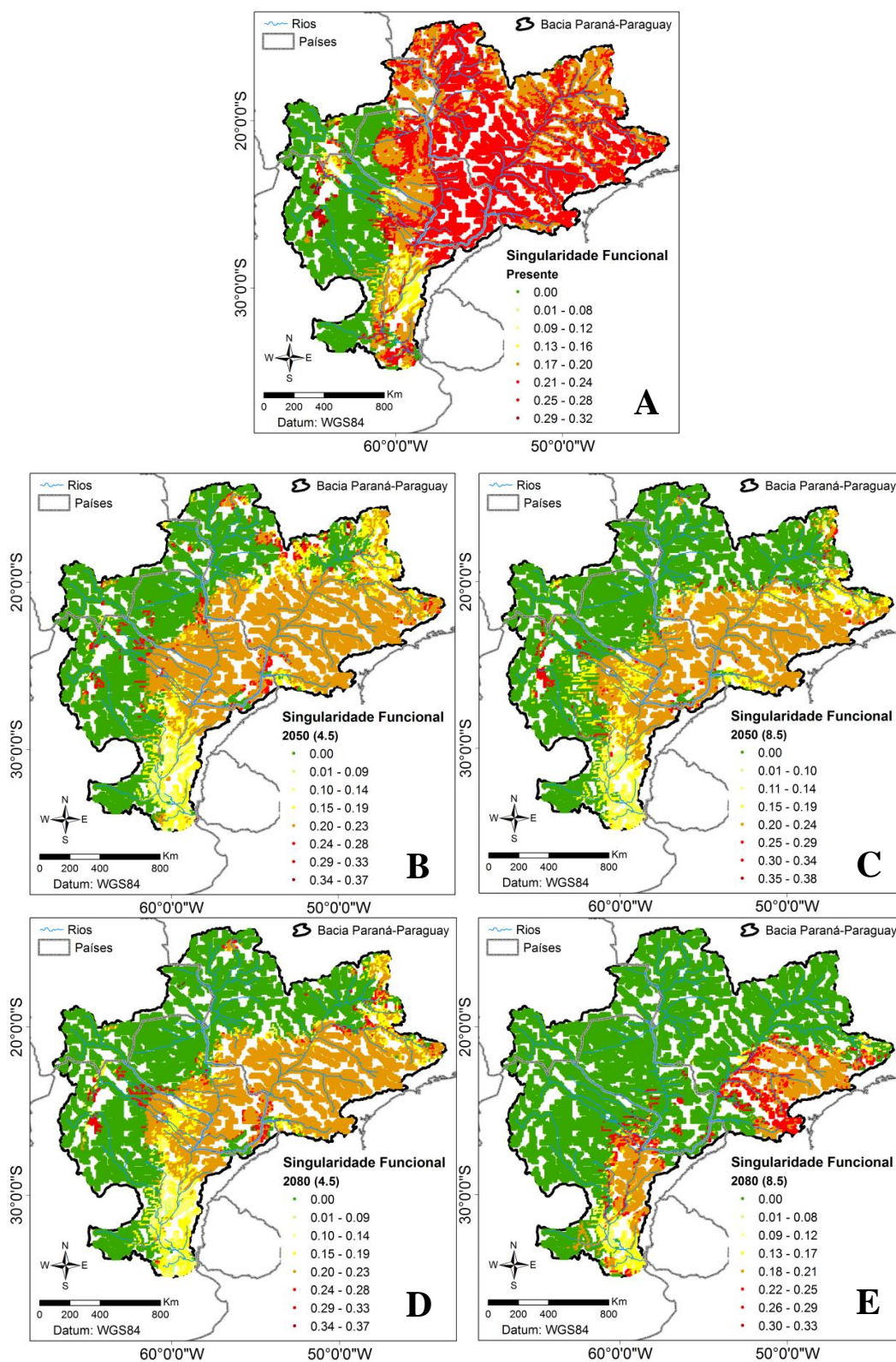


Figura 7. Singularidade Funcional de peixes da bacia Paraná-Paraguai no presente, em 2050 e em 2080 para diferentes RCPs (4.5 e 8.5). Mapas derivados do CONStr (consenso dos modelos BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXE, GARP, seguidos do truncamento da sub-bacia do rio Iguazu). A= Presente, B= 2050 (4.5), C= 2050 (8.5), D= 2080 (4.5) e E= 2080 (8.5).

2.3.3 IndVal

Houve uma diminuição na contribuição de todas as características funcionais em todos os cenários futuros em relação ao presente ($p < 0.05$), como mostrou o resultado da IndVal (Figura 10; Tabela 2). As características mais afetadas remetem a espécies com requerimentos de recursos mais específicos como os oófagos, hematófagos, mucófagos, malacófagos, lepidófagos, parasitas e boca tubular. Todas as características sofreram acentuado declínio na composição das comunidades nos cenários futuros, porém as que sofreram as maiores reduções foram mucófagos e boca tubular, com declínio acentuado desde o cenário projetado para 2050 (4.5) até o cenário projetado para 2080 (8.5).

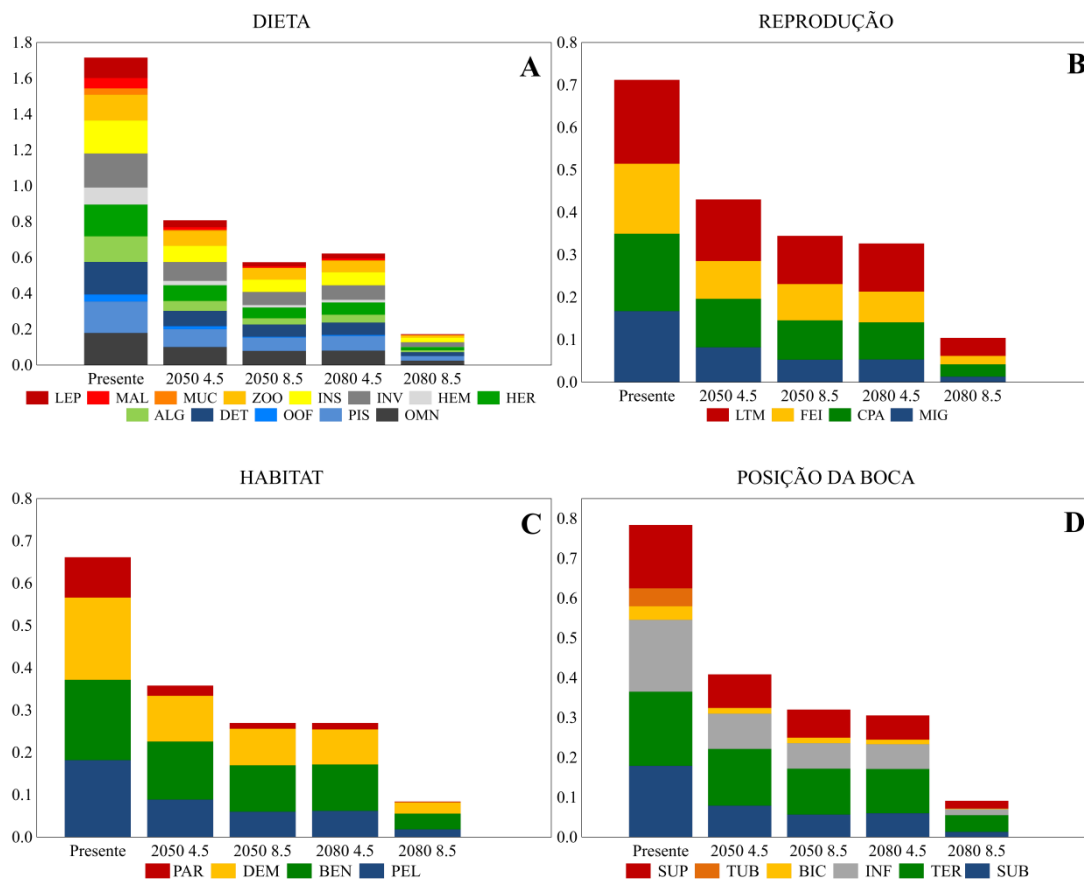


Figura 8. Índice de espécies indicadoras (IndVal) para características das espécies em diferentes anos (2050 e 2080) e RCPs (4.5 e 8.5) para a bacia Paraná-Paraguai. Altos valores indicam características que são abundantes em um cenário específico (especificidade) e predominantemente encontrado neste cenário (fidelidade). A = Dieta (LEP = Lepidófago, MAL = Malacófago, MUC = Mucífago, ZOO = Zooplantívoro, INS = Insetívoro, INV = Invertívoro, HEM = Hematófago, HER = Herbívoro, ALG = Algívoro, DET = Detritívoro, OOF = Oófago, PIS = Piscívoro, OMN = Onívoro); B = Reprodução e Comprimento (LTM = Comprimento total máximo, FEI = Fecundação Interna, CPA = Cuidado Parental, MIG =

Migrador de longa distância); C = Habitat (PAR = Parasita, DEM = Demersal, BEM = Bentopelágico, PEL = Pelágico); D = Posição da boca (SUP = Superior, TUB = Tubular, BIC = Bico, INF = Inferior, TER = Terminal, SUB = Subterminal).

Tabela 2. Índice de espécies indicadoras (IndVal) para as características em diferentes cenários. Os valores mais altos indicam alta frequência de ocorrência da característica (especificidade) e a representação da proporção (fidelidade) em cada cenário. Nível de significância adotado = $p < 0.05$.

Tempo	Presente	2050 4.5	2050 8.5	2080 4.5	2080 8.5
OMN	0.179	0.100	0.079	0.080	0.024
PIS	0.176	0.100	0.074	0.082	0.026
OOF	0.039	0.016	0.004	0.006	0.000
DET	0.181	0.085	0.068	0.069	0.021
ALG	0.143	0.056	0.035	0.044	0.011
HER	0.177	0.088	0.060	0.068	0.018
HEM	0.095	0.024	0.014	0.015	0.002
INV	0.190	0.105	0.073	0.081	0.025
INS	0.184	0.091	0.069	0.073	0.026
ZOO	0.144	0.084	0.065	0.066	0.014
MUC	0.035	0.005	0.000	0.000	0.000
MAL	0.058	0.016	0.008	0.011	0.001
LEP	0.114	0.038	0.023	0.027	0.004
MIG	0.167	0.082	0.053	0.053	0.013
CPA	0.182	0.114	0.093	0.088	0.029
PEL	0.182	0.089	0.060	0.062	0.018
BEM	0.190	0.137	0.110	0.110	0.037
DEM	0.194	0.108	0.086	0.083	0.027
PAR	0.095	0.024	0.014	0.015	0.002
SUB	0.179	0.079	0.057	0.060	0.013
TER	0.186	0.143	0.115	0.111	0.042
INF	0.180	0.089	0.064	0.062	0.015
BIC	0.034	0.014	0.014	0.012	0.002
TUB	0.045	0.001	0.000	0.000	0.000
SUP	0.159	0.084	0.071	0.061	0.019
FEI	0.165	0.089	0.086	0.072	0.020
LTM	0.197	0.145	0.113	0.113	0.042

2.4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo evidenciaram diminuição acentuada da adequabilidade climática e da área de distribuição das espécies da bacia Paraná-Paraguai, bem como de todos

os componentes da diversidade funcional avaliados, frente às alterações impostas pelas mudanças climáticas. Foram identificadas as áreas que potencialmente tendem a ser mais afetadas e aquelas mais estáveis, revelando informações úteis para ações de conservação das espécies em nível de sub-bacias face às alterações nas condições climáticas.

Foi evidenciada a expressiva contribuição de tributários da margem esquerda do alto e médio Paraguai, bem como aqueles da margem direita do alto Rio Paraná, para a diversidade ictiofaunística da bacia. Neste ambiente, as sub-bacias dos rios Miranda, Aquidauana, Negro e Capivari mostraram grande importância em abrigar espécies. A alta diversidade de peixes nestas sub-bacias já foi reportada em outros estudos, especialmente nas duas primeiras (Willink et al., 2000; Suárez et al., 2007; Valério et al. 2007; Casatti et al., 2010; Teresa & Romero, 2010; Ferreira et al., 2017). Com relação aos tributários da margem direita do rio Paraná, destacam-se aqueles que fluem pelo estado de Mato Grosso do Sul, com nossas predições apontando os rios Ivinhema, seus formadores (Vacaria e Brilhante) e Amambai como os mais especiosos. A exuberância ictiofaunística da bacia do Rio Ivinhema foi detalhada em estudo prévio que computou 111 espécies de peixes habitando córregos desta drenagem, o que corresponde a aproximadamente 30,8% do total de espécies relatado para a porção do alto Rio Paraná (Suárez et al., 2011). A relevância do Ivinhema e também do Amambai como áreas de desova, desenvolvimento larval e recrutamento dos peixes realça a importância desses rios também para suprir demandas reprodutivas da ictiofauna regional (Baumgartner et al. 2004; Nakatani et al. 1997; Nakatani et al., 2004; Suzuki et al., 2009).

Mudanças na distribuição dos organismos, como resultado das mudanças climáticas estão entre as respostas ecológicas mais reportadas (Thuiller, 2007; Sumaila et al., 2011), inevitável também para os peixes. Nesse estudo, alterações profundas nas áreas de distribuição das espécies foram previstas para a bacia Paraná-Paraguai, com as drenagens dos tributários da margem direita do alto Rio Paraná apontadas como detentoras dos maiores valores de riqueza de espécies no futuro. Os rios Tietê, Paranapanema, Ivaí e Piquiri (especialmente porções média e superior) enquadram-se nesta condição, retendo, portanto, a função de refúgios climáticos.

Chama atenção o fato de que a sub-bacia do Tietê, uma importante área de refúgio frente às alterações no clima, drena a principal região metropolitana da América do Sul. Atualmente, este rio encontra-se tão seriamente contaminado por esgoto bruto e outros efluentes em seu trecho superior, que em alguns trechos urbanos é considerado praticamente morto (Reis et al., 2016). Estudos têm reportado os efeitos dos poluentes sobre os peixes,

como a elevada concentração de mercúrio identificada em *Geophagus brasiliensis* (Furlan et al., 2018) ou os efeitos negativos da poluição sobre a reprodução de *Astyanax fasciatus* (Tolussi et al., 2018). Devido ao déficit crônico de infraestrutura de saneamento, é provável que o problema da contaminação do rio cresça e se torne importante ameaça para a fauna de peixes (Reis et al. 2016), frente a um cenário de favorabilidade de variáveis climáticas regionais, influenciando as espécies em largas escalas. Represamentos, introdução de espécies exóticas, desflorestamento e sedimentação também impactam a sub-bacia do Tietê e suas espécies (Petriere et al., 2002; Smith et al., 2003). A porção superior da sub-bacia, especialmente importante como refúgio climático no cenário pessimista para 2080, apresenta-se altamente alterada. Entre as regiões de cabeceiras e a cidade de São Paulo, a urbanização promoveu a deterioração da condição natural dos rios e da vegetação ciliar (Marceniuk et al., 2011). As áreas preservadas com floresta primária ou floresta secundária representaram apenas 35% da área total das cabeceiras de captação do Tietê em 2001, enquanto o reflorestamento representou 13,1% e a pastagem 12,9% do uso da terra (Moraes et al., 2005).

Destaca-se também que a bacia do Paranapanema, predita para abrigar elevado número de espécies no futuro é severamente impactada pelos efeitos de reservatórios em cascata (Agostinho et al., 2008; Britto & Carvalho, 2013). Além do Tietê e Paranapanema, represamentos impactam inúmeros outros corpos aquáticos da bacia Paraná-Paraguai. No Brasil, esta é a bacia que mais possui barragens hidrelétricas, o que se constitui em limitações à livre dispersão dos peixes para que alcancem áreas com clima adequado às suas necessidades fisiológicas. Os únicos refúgios climáticos não barrados são os rios Ivaí e Piquiri, porém, apresentam usinas hidrelétricas planejadas já inventariadas (Affonso et al., 2015; ANEEL, 2018).

É importante mencionar que, embora tenhamos utilizado bases de dados que compilam dados de diversas coleções ictiológicas de museus de história natural, nossos mapas de riqueza exibiram um déficit amostral para as regiões da bacia Paraná-Paraguai localizadas em territórios argentino, boliviano e paraguaio (ao norte). Tal insuficiência amostral implica na falta de conhecimento sobre quais são as espécies existentes (déficit Lineano). Consequentemente, os outros componentes aqui analisados seguiram a mesma limitação, como o déficit Wallaceano de área de distribuição e o déficit Raunkiaeriano, de características funcionais (*sensu* Hortal et al., 2015). Permanecemos assim com uma lacuna no conhecimento nesta região, que não nos permite uma visão holística dos impactos que as mudanças climáticas podem ter sobre a ictiofauna da bacia Paraná-Paraguai e de possíveis outros

refúgios climáticos. Entretanto, a partir deste resultado, chamamos atenção para que pesquisas sejam direcionadas a estas regiões a fim de inventariar a ictiofauna. Alertamos também para a necessidade de que os dados futuros, bem como aqueles já existentes sejam integrados aos bancos de dados online na junção de esforços pela preservação da biodiversidade.

Em uma análise das espécies individuais, foi predito perda de 100% de áreas climaticamente adequadas para até 131 espécies no cenário pessimista de 2080. Em termos percentuais, a perda é menor (27%) do que a esperada pela projeção de outros estudos com modelagem de distribuição de espécies para o hemisfério norte para 2050 (15-37%) (Thuiller, 2007), mas em número de espécies é bem maior. Dentre as espécies candidatas à extinção frente às mudanças climáticas, quatorze encontram-se atualmente ameaçadas de extinção (MMA, 2014). Isso configura preocupação adicional à conservação dessas espécies pois além de superar os fatores já incidentes sobre a diminuição de suas populações, essas espécies devem enfrentar condições climático-ambientais inadequadas em seus centros de distribuição.

A avaliação da extensão na mudança da composição das comunidades nos diferentes cenários evidenciou predominância de substituição de espécies na escala espacial (*turnover*). Tem sido documentado que a distribuição da maioria das espécies individuais acompanha as mudanças nas variáveis bioclimáticas em direção a elevadas altitudes e latitudes (Bagchi et al., 2018; Cuyckens et al., 2016; Gibson-Reinemer et al. 2015, Lenoir et al., 2008; Pecl et al., 2017). No entanto, parte da comunidade pode seguir em direção contrária e outra pode simplesmente não mudar (Lenoir et al., 2010). Consequentemente, assembleias de espécies que co-ocorriam previamente podem não interagir no futuro (Gibson-Reinemer et al. 2015). Neste sentido, foi evidenciado que grandes áreas da bacia Paraná-Paraguai tendem a ter graus variados de substituição em suas comunidades. Muitos processos ecológicos, incluindo a regulação da abundância da população, ciclagem de nutrientes e criação de habitat, são em grande parte resultado das interações das espécies dentro de uma assembleia (Chapin et al., 2000). Assim, quando o *turnover* desacopla interações importantes, a organização e o funcionamento das comunidades é também afetada tendo que se ajustar como resultado da futura combinação de espécies. Desta forma, é esperado que ecossistemas aquáticos da bacia Paraná-Paraguai sofram graus variados de mudança na estrutura e funcionamento promovida pela futura combinação de espécies. As comunidades que apresentam aninhamento superior ao *turnover* são aquelas que exibem barreiras geográficas à dispersão, como é o caso do Rio Iguaçu. Neste caso a barreira geográfica impede a substituição de suas espécies por outras oriundas de outras porções da bacia, bem como impede também que sua ictiofauna se refugie

fora da sub-bacia em resposta às mudanças no clima. Aninhamento pode também ocorrer em locais cujas variáveis bioclimáticas permaneçam adequadas ao menos a uma parte das espécies que atualmente as compõem, sendo as espécies remanescentes um subconjunto do pool regional atual (Baselga, 2012), como é o caso da região do baixo Pantanal.

A redução na área de distribuição foi uma tendência marcante nos resultados desse estudo. Isso decorre do fato das espécies apresentarem requerimentos ambientais específicos, especialmente os climáticos (Ficke et al., 2007; Heino et al., 2009; Pecl et al., 2017), o que restringe a sua presença apenas para as áreas onde sua população encontre uma variação bioclimática que otimize seu metabolismo. Fora destes limites de tolerância, os custos metabólicos aumentam exponencialmente e a população se torna inapta a persistir ao longo do tempo (Mee et al., 2016), com efeitos potencialmente catastróficos ao *fitness* e à sobrevivência. Como mencionado, na busca por áreas climaticamente adequadas, os peixes se deparam com limitações de dispersão pela falta de conectividade hidrológica, ficando restritos a áreas inadequadas climaticamente (Olden et al., 2010).

Devido à alta correlação que as variáveis analisadas apresentaram, a riqueza funcional seguiu padrões similares à riqueza de espécies nos cenários projetados para o futuro. No presente as áreas funcionalmente mais ricas concentraram-se por todo o curso do Rio Paraguai e seus tributários da margem esquerda, e também nos trechos médios do Rio Tietê, Rio do Peixe e Paranapanema. No futuro, os maiores valores concentraram-se nos tributários do baixo Rio Paraguai, Rio Ivaí, Paranapanema, Tibagi e baixo Paraná. A redução na riqueza funcional indica diminuição no tamanho do espaço funcional. Isto está relacionado a uma perda direta de recursos (alimentares, de habitat, estratégias reprodutivas) que as espécies podiam explorar e outra indireta através de interações ecológicas que mantinham (Valiente-Banuet et al., 2015). O menor espaço funcional projetado para os cenários futuros de mudanças climáticas, é um indicativo de redução à proteção da assembleia de peixes diante de flutuações ambientais (Tilman, 1996) e de invasões biológicas, uma vez que haverá lacunas no espaço de nicho da assembleia nativa que um invasor pode explorar (Dukes, 2001; Mason et al., 2005).

Os locais mais ricos em número de espécies no cenário atual não foram os detentores da maior dispersão funcional, que é uma medida independente da riqueza de espécies. Porém, grande parte dos locais com os maiores valores de dispersão funcional coincidiram com os locais de maior singularidade funcional. Altos valores de dispersão funcional indicam que as comunidades são formadas por características funcionais complementares, como as guildas

tróficas, uso do habitat ou estratégias reprodutivas. Porém, quando a singularidade funcional também é alta para as mesmas áreas, a perda de espécies pode ter impactos ecossistêmicos, uma vez que é esperado que outras espécies não possam desempenhar a mesma função (Elmqvist et al., 2003). A diminuição na dispersão funcional indica um aumento na proximidade entre as características funcionais, confirmado também pela diminuição nos valores do índice de singularidade, que é o inverso da redundância funcional (Ricotta et al., 2016).

Houve uma diminuição na contribuição de todas as características funcionais na montagem do espaço funcional frente às mudanças climáticas. Porém, foi a diminuição nas características de espécies mais especializadas que mais contribuiu para essa tendência. Estes resultados corroboram outros estudos que revelaram que especialistas, espécies intolerantes ao calor, espécies com menor potencial dispersor (geralmente menor tamanho corporal) são as que respondem mais fortemente às mudanças climáticas (Buckley & Kingsolver, 2011; Chevalier et al., 2018). As espécies cujas características correspondem aos extremos do espaço funcional, como boca em forma/posição de bico ou tubular, que se alimentam do muco do tegumento de outros peixes ou aquelas malacófagas, não são espécies com amplas áreas de distribuição. Davies et al., (2004) mostraram que especializações ecológicas e populações em baixas densidades experimentam um efeito sinérgico negativo e têm elevado risco de extinção face a impactos antrópicos. Espécies generalistas (como os onívoros, por exemplo) são mais propensas a encontrar recursos adequados em novas áreas de distribuição que possam vir a ocupar. Devem assim mostrar melhor performance em mudanças de *range* do que as especialistas, que requerem mudanças de distribuição concomitantes com as espécies das quais elas dependem (Angert et al., 2011; Chevalier et al., 2018).

A perda de espécies especializadas pode implicar em taxas mais baixas de processos ecossistêmicos, uma vez que algumas funções desempenhadas por elas não podem ser realizadas por outras espécies (por exemplo a decomposição de algum substrato específico ou a dispersão de sementes de certas espécies de plantas). É pouco provável que ecossistemas nos quais grupos funcionais inteiros se extinguem ou são severamente deplecionados como resultado das mudanças climáticas, sejam resilientes e respondam de forma positiva a estas alterações. São incapazes assim de manter os serviços ecossistêmicos fornecidos previamente, muitas vezes essenciais até mesmo para o bem-estar humano (Elmqvist et al., 2003).

Os migradores, que também sofreram declínios acentuados nos cenários aqui projetados, utilizam uma ampla área de distribuição para completar seu ciclo de vida

(Carosfeld et al., 2003; Agostinho et al., 2007). Diante dos inúmeros barramentos que a bacia Paraná-Paraguai apresenta, estas espécies sofrem com os efeitos negativos da fragmentação do habitat e da regulação do fluxo (Agostinho et al., 2016). Em análises de longo prazo, o comportamento migrador se revelou como uma das características mais afetadas pelos barramentos (Oliveira et al., 2018). As principais dificuldades que estas espécies apresentam estão ligadas ao sucesso em alcançar habitats críticos ao seu ciclo de vida como os de desova, berçários naturais e refúgios (Agostinho et al., 2007) a despeito de possuírem maior tamanho corporal e maior capacidade de dispersão (Angert et al., 2011; Winemiller, 1989). Os desafios de conservação tornam-se assim exacerbados para os migradores (Magoulick & Kobza, 2003; Beatty et al., 2014).

Em um processo de deslocamento em massa na busca por habitats climaticamente adequados é provável que outras espécies aquáticas se deparem com as mesmas dificuldades que as espécies migradoras enfrentam em suas migrações reprodutivas. Porém, uma vez em áreas climaticamente adequadas, espécies oportunistas (*sensu* Winemiller, 1989) que geralmente exibem os menores valores de tamanho corporal, ausência de cuidado parental e maior potencial reprodutivo, são aquelas com maior possibilidade de conseguirem estabelecer populações viáveis (Angert et al., 2011). Destaca-se aqui a importância de manter rios livres de barramentos, especialmente em bacias com menor ocupação antrópica, considerados mais resilientes às mudanças climáticas quando comparados a rios regulados (Palmer et al., 2008; Beatty et al., 2014). Neste sentido, ganha importância as iniciativas em se manter não regulados os refúgios climáticos dos rios Piquiri e Ivaí (Affonso et al., 2015).

Um resultado alarmante deste estudo é a drástica perda de espécies predita para importantes centros de diversidade de peixes, como o alto Rio Paraguai e o Pantanal. O Alto Paraguai tem sido considerado uma unidade zoogeográfica única (Olson et al., 1998; Higgins et al., 2005) importante pelo elevado número de espécies de peixes, sendo identificadas mais de 260 só no Pantanal (Britski et al. 1999). Considerando as condições climático-ambientais adversas do futuro, advogamos pela necessidade de conservar as características originais dos ecossistemas nessas regiões na tentativa de preservar nichos e interações locais e assim privar as espécies de impactos adicionais. Frente a este cenário de hostilidade climática, adaptações e tolerâncias fisiológicas das espécies devem se constituir em fator decisivo para a manutenção destas nesses ambientes. Assim, destacamos a necessidade de que estudos fisiológicos sejam conduzidos para as espécies do alto Paraguai e Pantanal para que limites de

tolerância sejam levados em consideração nas predições para obtenção de resultados mais robustos sobre os impactos das mudanças climáticas.

A combinação dos três índices funcionais avaliados neste estudo, que são complementares, pode nos dar uma noção de uma simplificação funcional da assembleia de peixes da bacia Paraná-Paraguai frente às mudanças climáticas. Foi predito que as mesmas características estejam presentes nas reorganizações futuras das comunidades. Uma homogeneização biótica global também é esperada diante de outros impactos antropogênicos com respostas mais rápidas e assim é difícil isolar completamente os efeitos das mudanças climáticas (Clavel et al., 2011; Thuiller, 2007). Isto é esperado não apenas para peixes de água doce (Olden et al., 2008; 2011) mas também peixes e outros animais marinhos (Frainer et al., 2017), mamíferos (Longman et al., 2018), aves (Barbet-Massin & Jetz, 2015), com predominância de espécies generalistas, tolerantes a altas temperaturas, de pequeno porte e sem amplas áreas necessárias para completarem seu ciclo de vida (Clavero & Broton, 2010; Winter et al., 2008; Frainer et al., 2017; Biswas et al., 2017).

Algumas ações podem e devem ser tomadas para mitigar os efeitos das mudanças climáticas na bacia Paraná-Paraguai, promovendo o incremento na sua capacidade de resiliência. Para isso, os rios devem ser manejados de forma holística, considerando toda a extensão da bacia, especialmente frente a impactos que não são abruptos (Winemiller et al., 2016). Nesse contexto, a incorporação de predições sobre cenários climáticos futuros pode ajudar na identificação e criação de corredores de dispersão e áreas que requerem proteção especial (Thuiller, 2007).

Uma das principais ações que podem ser adotadas é a preservação de rios livres de barramentos. Para os rios Ivaí e Piquiri, que se mostraram como refúgios climáticos neste estudo, existe um movimento social clamando por sua preservação e com resultados positivos. Este movimento é chamado de “Pró-Ivaí/Piquiri” e tem a participação de todas as esferas da sociedade: cidadãos leigos, acadêmicos, especialistas, os poderes judiciário, legislativo e executivo (Azevedo, 2015). Diante de outros impactos impostos à bacia, estes rios se mostram como rios de alta prioridade para a conservação (Affonso et al., 2015). O principal objetivo é impedir que novas barragens sejam construídas nestes locais, uma vez que a bacia Paraná-Paraguai já é profundamente alterada por hidrelétricas. Para os rios já regulados por barragens, o manejo visando à manutenção da biota aquática nos fragmentos remanescentes ao longo da bacia, e em especial nas áreas identificadas como refúgio, é altamente recomendado. Esse manejo incluiria ações de prevenção e controle de espécies invasoras,

proteção, recuperação e ampliação de habitats críticos (ex.: berçários). Entretanto, as ações de especial importância são ainda as relacionadas à conservação das condições pristinas de áreas que atualmente são detentoras de alta riqueza de espécies e de diversidade funcional e aquelas consideradas relevantes como refúgios climáticos no futuro.

REFERÊNCIAS

- Affonso, I. P., Azevedo, R. F., Santos, N. L. C., Dias, R. M., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2015). Pulling the plug: strategies to preclude expansion of dams in Brazilian rivers with high-priority for conservation. *Natureza & Conservação*, 13, 199-203.
- Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL. (2018). Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico (SIGEL). Disponível em: <https://sigel.aneel.gov.br/Down/>. Acesso em 07/02/2018.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, Brasil: EDUEM.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1119-1132.
- Allouche O., Tsoar A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223-1232.
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, Brian, H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683-693.
- Angert, A. L., Crozier, L. G., Rissler, L. J., Gilman, S. E., Tewksbury, J. J., & Chunco, A. J. (2011). Do species' traits predict recent shifts at expanding range edges? *Ecology Letters*, 14, 677–689.
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 43-47.
- Azevedo, R. F. (2015). Tradução entre ciências e proteção de bacias hidrográficas de importância para conservação: Ivaí e Piquiri, remanescentes fluviais do alto rio Paraná. Maringá, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, 217 f.

- Bagchi, R., Hole, D. G., Butchart, S. H. M., Collingham, Y. C., Fishpool, L. D., Plumptre, A. J., Owiunji, I., Mugabe, H., & Willis, S. G. (2018). Forecasting potential routes for movement of endemic birds among important sites for biodiversity in the Albertine Rift under projected climate change. *Ecography*, 41, 401-413.
- Barbet-Massin, M., & Jetz, W. (2015). The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology*, 21, 2917-2928.
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in ecology and evolution*, 3, 808-812.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134-143.
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1223-1232.
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialecki, A., Sanches, P. V., & Makrakis, M. C. (2004). Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71, 115-125.
- Beatty, S. J., Morgan, D. L., & Lymbery, A. J. (2014). Implications of climate change for potamodromous fishes. *Global Change Biology*, 20, 1794-1807.
- Berbery, E. H., & Barros, V. R. (2002). The hydrologic cycle of the La Plata basin in South America. *Journal of Hydrometeorology*, 3(6), 630-645.
- Biswas, S. R., Vogt, R. J., & Sharma, S. (2017). Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios. *Hydrobiologia*, 799, 135-149.
- Britski, H. A., Silimon, K. Z. S., & Lopes, B. S. (1999). Peixes do Pantanal. Brasília: EMBRAPA, 184 p.
- Britto, S. G. C., & Carvalho, E. D. (2013). Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Paraná River basin, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 20(5), 426-433.

- Buckley, L. B., & Kingsolver, J. G. (2011). Functional and phylogenetic approaches to forecasting species' responses to climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 205-286.
- Buisson, L., Blanc L., & Grenouillet, G. (2008). Modelling streamfish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 17, 244–257.
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM: a bioclimatic analysis and prediction system. In C. R. Margules & M. P. Austin (Eds.), *Nature Conservation: cost effective biological surveys and data analysis*, 64-68. Melbourne, CSIRO Publishing.
- Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A., (Eds.). (2003). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. Victoria: World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre.
- Carpenter, G., Gillison, A. N., & Winter, J. (1993). Domain: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity Conservation*, 2, 667-680.
- Casatti, L., Romero, R. M., Teresa, F. B., Sabino, J., & Langeani, F. (2010). Stream ichthyofauna reflecting conservation gradient in the Bodoquena plateau, Central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1), 50-59.
- Chapin, F. S. III, Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234–242.
- Chen, I-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species with high levels of climate warming. *Science*, 333, 1024-1026.
- Chevalier, M., Comte, L., Laffaille, P., & Grenouillet, G. (2018). Interactions between species attributes explain population dynamics in stream fishes under changing climate. *Ecosphere*, 9(1), e02061
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 222–228.

- Clavero, M., & Brotons, L., (2010). Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: accounting for niche multidimensionality. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 684-696. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00544.x
- Collischonn, W., Silveira, A. L. L., Pontes, P. R. M., Fan, F. M., Bravo, J. M., & Paiva, R. C. D. (2015). Modelagem hidrológica da Bacia do Parta utilizando o modelo hidrológico de Grandes Bacias. MGB-IPH. Technical Report. Porto Alegre.
- Craig, L. S., Olden, J. D., Arthington, A. H., Entekin, S., Hawkins, C. P., Kelly, J. J., Kennedy, T. A., Maitland, B. M., Rosi, E. J., Roy, A. H., Strayer, D. L., Tank, J. L., West, A. O., & Wooten, M. S. (2017). Meeting the challenge of interacting threats in freshwater ecosystems: A call to scientists and managers. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 5, 72. doi: <https://doi.org/10.1525/elementa.256>
- Cuyckens, G. A. E., Christie, D. A., Domic, A. I., Malizia, L. R., & Renison, D. (2016). Climate change and the distribution and conservation of the world's highest elevation woodlands in the South America Altiplano. *Global and Planetary Change*, 137, 79-87.
- Dallon, M. E., Wang G., & Huey, R. B. (2010). Global metabolic impacts of recente climate warming. *Nature*, 467, 704-707.
- Davies, K. F., Margules, C. R., & Lawrence, J. F. (2004). A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology*, 85, 265–271.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Rangel, T. F., Loyola, R. D., Hof, C., Nogués-Bravo, D., et al. (2009). Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32(6), 897-906.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C. et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163–182.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366.
- Dukes, J. S. (2001). Biodiversity and invisibility in grasslands microcosms. *Oecologia*, 126, 563-568.

- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(9), 488-494.
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R., & van der Laan, R. (Eds). Catalog of fishes: Genera, Species, References. Electronic version accessed 29/01/2018. Disponible em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Ferreira, F. S., Duarte, G. S., Severo-Neto, F., Froehlich, O., & Suárez, Y. R. (2017). Survey of fish species from plateau streams of the Miranda River Basin in the Upper Paraguay River Region, Brazil. *Biota Neotropica*, 17(3), e20170344.
- Ficke, A. D., Myrick, C. A & Hansen, L. J. (2007). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17, 581-613.
- Flecker, A. S. (1996). Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology*, 77, 1845-1854.
- Frainer, A., Primicerio, R., Kortsch, S., Aune, M., Dolgov, A.V., Fossheim, M., & Aschan, M. M. (2017). Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proceedings of the National Academy of Science*, 114, 12202-12207.
- Furlan, N., Quinágua, G. A., Esteves, K. E., Osti, J. A. S., & Lamparelli, M. C. (2018). Benthic fish blood as a biomarker for recente exposure to Mercury. *Limnetica*, 37(1), 129-143.
- Ghalambor, C. K., Huey, R. B., Martin, P. R., Tewksbury, J. J., & Wang, G. (2006). Are mountains passes higher in the tropics? Janzen's hypothesis revisited. *Integrative and Comparative Biology*, 46, 5-17.
- Gibson-Reinemer, D. K., Sheldon, K. S., & Rahel, F. J. (2015). Climate change creates rapid species turnover in montane communities. *Ecology and Evolution*, 5(12), 2340-2347.
- Gower J. C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27(4), 857-871.

Graham R. W., Lundelius-Jr. E. L., Graham M. A., Schroeder E. K., Toomey III R. S., Anderson E. et al (1996). Spatial response of mammals to late quaternary environmental fluctuations. *Science*, 272, 1601–1606.

Hasumi H., & Emori S. (2004). K-1 Coupled GCM (MIROC) Description, K-1 Technical Report No. 1, CCSR, NIES and FRCGC. Available online at <http://www.ccsr.utokyo.ac.jp/kyosei/hasumi/MIROC/techrepo.pdf>] 34 p. Acesso em 08/09/2016.

Heino, J., Virkkala, R., & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84, 39-54.

Hermes, C., Keller, K., Nicholas, R. E., Segelbacher, G., & Schaefer, M. (2018). Projected impacts of climate change on habitat availability for an endangered parakeet. *Plos One*, 13(1), e0191773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191773>

Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773-785.

Higgins, J. V., Bryer, M. T., KhouryHOURY, M. L., & Fitzhugh, T. W. (2005), A Freshwater Classification Approach for Biodiversity Conservation Planning. *Conservation Biology*, 19, 432–445.

Hirzel, A. H, Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7), 2027-2036.

Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 523-549.

Hugueny, B., Oberdorff, T., & Tedesco, P. A. (2010). Community ecology of river fishes: a large scale perspective.. In K. B. Gido & D. A. Jackson (Eds.), *Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques* (pp. 29-62). Bethesda, American Fisheries Society.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). IPCC, 2014: Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report

of the Intergovernmental Panel on Climate Change, [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.)]. Geneva, Switzerland: Author.

Izzo, C., Doubleday, Z. A., Grammer, G. L., Barnes, T. C., Delean, S., Ferguson, G. J., Ye, Q., Gillanders, B. M. (2016). Multi-species response to rapid environmental change in a large estuary system: A biochronological approach. *Ecological Indicator*, 69, 739-748.

Kuczynski, L., Legendre, P., & Grenouillet, G. (2018). Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980s. *Global Ecology and Biogeography*, 27, 213-222.

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

Lenoir, J., Gégout, J.-C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species ptimum elevation during the 20th Century. *Science*, 320, 1768-1771.

Lenoir, J., J.-C. Gégout, A. Guisan, et al. (2010). Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography*, 33, 295-303.

Longman, E. K., Rosenblad, K., & Sax, D. F. (2018). Extreme homogenization: The past, present and future of mammal assemblages on islands. *Global Ecology and Biogeography*, 27, 77-95.

McMahon, S. M., Harrison, S. P., Armbruster, W. S., Bartlein, P. J., Beale, C. M., Edwards, M. E., Kattge, J., Midgley, G., Morin, X. & Prentice, I. C. (2011). Improving assessment and modelling of climate change impacts on global terrestrial biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(5), 249-259.

Magoulick, D. D., & Kobza, R. M. (2003). The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, 48, 1186-1198.

Marceniuk, A. P., Hilsdorf, A. W. S., & Langeani, F. (2011). The ichthyofauna from the headwaters of the rio Tietê, São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica*, 11(3), 217-236.

Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.

Mee, J. A., Robins, G. L., & Post, J. R. (2016) Patterns of fish species distributions replicated across three parallel rivers suggest biotic zonation in response to a longitudinal temperature gradient. *Ecology of freshwater fish*, 27, 44-61.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2014). Portaria Nº 43, de 31 de Janeiro de 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivos/biodiversidade/projetos/Portaria%20MMA%2043-2014.pdf>.

Moraes, J., Carvalho, J. P., & Carlstrom Filho, A. A. (2005). Caracterização e evolução do uso das terras na Sub-bacia Tietê-Cabeceiras [online]. Negowat[viewed 3 Jan 2014] Negowat Workpackage 3 Report. Available from: http://negowat.cirad.fr/Docs4Web/Brazil_pdf/10_%20Brazil.pdf

Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villegier, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

Nakatani, K., Baumgartner, G., & Cavicchioli, M. (1997). Ecologia de ovos e larvas de peixes. In A. E. A. de M., Vazzoler, A. A., Agostinho, & N. S., Hahn (Eds), *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (pp. 281–306). Maringá: EDUEM.

Nakatani, K., Bialecki, A., Baumgartner, G., Sanches P. V. & Makrakis, M. C. (2004). Temporal and spatial dynamics of fish eggs and larvae. In S. M. Thomaz, Agostinho A. A. & Hahn N. S. (Eds.), *The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. (pp. 295-308). Leiden: Backhuys Publishers.

- Olden, J. D., Kennard, M. J., Leprieur, F., Tedesco, P. A., Winemiller, K. O., & García-Berthou, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16, 496-513.
- Olden, J. D. (2008). Biotic Homogenization. In: Encyclopedia of Life Sciences (ELS). Chichester: John Wiley & Sons. doi: 10.1002/9780470015902.a0020471
- Olden, J. D., Lockwood, J. L., & Parr, C. L. (2011). Species invasions and the biotic homogenization of faunas and floras. In: R. J. Ladle & R. J. Whittaker (Eds.), *Conservation Biogeography*, (pp. 224-243). Oxford: Wiley-Blackwell.
- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., & Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology*, 63, 293-305.
- Olson, D., Dinerstein, E., Canevari, P., Davidson, I., Castro, G., Morisset, V., Abell, R. & Toledo, E. (Eds.). (1998). *Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: a conservation assessment*. Biodiversity Support Program, Washington, D.C.
- Overton, J. M., Stephens, R. T. T., Leathwick, J. R., Lehmann, A. (2002). Information pyramids for informed biodiversity conservation. *Biodiversity Conservation*. 11, 2093-2116.
- Palmer, M. A., Liermann, C. A. R., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P. S., Bond, N. (2008). Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 81-89.
- Paranhos-Filho A. C., Nummer A. R., Albrez E. A., Ribeiro A. A., Machado R. (2013). A study of structural lineaments in Pantanal (Brazil) using remote sensing data. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 85(3), 913-922.
- Parenti L. R. (1991). Ocean basins and the biogeography of freshwater fish. *Australian Systematic Botany*, 4, 137-194.
- Parmesan C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 37, 637-669.
- Parmesan C. (2007). Influence of species, latitudes and methodologies on estimate of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13, 1860-1872.

Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12, 361-371.

Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102–117.

Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I-Ching, Clark, T. D. et al. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355, eaai9214.

Perez, T. M., Stroud, J. T., Feeley, K. J. (2016). Thermal trouble in the tropics. *Science*, 351, 1392-1393.

Petitpierre, B., Broennimann, O., Kueffer, C., Daehler, C., & Guisan, A. (2017). Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 275-287.

Petrere, M., Agostinho, A. A., Okada, E. K., & Júlio, H. F. (2002) Review of the Fisheries in the Brazilian Portion of the Paraná/Pantanal Basin. In I. G. Cowx (Ed.), *Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries* (pp. 123-143). Oxford, UK: Blackwell Publishing. doi: 10.1002/9780470995679.ch11

Phillips S. J., Anderson R. P., Schapire R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.

Pillar, V. D., Duarte, L. S., Sosinski, E. E., & Joner, F. (2009). Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science*, 20, 334–348. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05666.x>

Poff, N. L. (2002). Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 360, 1497–1510.

Poff N. L., Olden J. D., Strayer D. S. (2012). Climate change and freshwater extinction risk. In L. Hannah (Ed.), *Saving a Million Species: Extinction Risk from Climate Change* (pp. 309-336). Washington: Island Press.

- Prather M. J., Holmes C. D., & Hsu J. (2012). Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry. *Geophysical research letters*, 39, 1-5.
- Pörtner, H., & Knust, R. (2007). Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *Science*, 315, 95-97.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P. & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of fish biology*, 89, 12-47.
- Resende, E. K. de (2003). In: Annual meeting society of wetlands scientists, 24. The Society of Wetland Scientists South Central Chapter. p.134-135. *Wetland Stewardship: Changing Landscapes and Interdisciplinary Challenges*. New Orleans:
- Revenga, C., Campbell, I., Abell, R., de Villiers, P., & Bryer, M. (2005). Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 360, 397–413.
- Ricotta, C., Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B. E. L., & Pavoine, S. (2016). Measuring the functional redundancy of biological communities: A quantitative guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1386–1395. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604>.
- Ruby, P., & Ahilan, B. (2018). An overview of climate change impact in fisheries and aquaculture. *Climate Change*, 4(13), 87-94.
- Sheldon, K. S., Yang, S., & Tewksbury, J. J. (2011). Climate change and community disassembly: impacts of warming on tropical and temperate montane community structure. *Ecology Letters*, 14, 1191-1200.
- Smith, W. S., Petrere Jr., M. & Barrella, W. (2003). The fish fauna in tropical rivers: The case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 51(3-4), 769-782.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115-1123.

Stockwell, D. R. B., & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13, 143-158.

Strayer, D. L. & Dudgeon, D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 344-358.

Súarez, Y. R., Valério, S. B. Tondado, K. K. Florentino, A. C. Felipe, T. R. A. Ximenes, L. Q. L. & Lourenço, L. S. (2007). Fish species diversity in headwaters streams of Paraguay and Paraná basins. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(6), 1033-1042.

Súarez, Y. R., Souza, M. M., Ferreira, F. S., Pereira, M. J. Silva, E. A., Ximenes, L. Q. L., Azevedo, L. G., Martins, O. C. & Lima Júnior, S. E. (2011). Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(2), 177-188.

Sumaila, U. R., Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Pauly, D., & Herrick, S. (2011). Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, 1, 449-456.

Suzuki, H. I., Bulla, C. K. Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (2005). Estratégias reprodutivas em assembleias de peixes em reservatórios. In L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Eds.), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais* (pp. 223-242). .. São Carlos, Rima.

Teresa, F. B., & Romero, R. M. (2010). Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, 8(1), 163-170.

Thomas, C. D. (2010). Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 16, 488-495.

Thuiller, W. (2007). Climate change and the ecologist. *Nature*, 448(7153), 550-552.

Tilman D., Reich P. B., Knops J., Wedin D., Mielke T., Lehman C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843-845.

- Tilman, D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350–363.
- Tingley, M. W., Monahan, W. B., Beissinger, S. R. & Moritz, C. (2009). Birds track their Grinnelian niche through a century of climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(suppl. 2), 19637-19643
- Tófoli, R. M. (2015). Mudanças climáticas e hidrológicas: efeitos sinérgicos sobre peixes migradores d Brasil. 2015. 52 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Maringá, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Tolussi, C. E., Gomes, A. D. O., Kumar, A., Ribeiro, C. S., Lo Nostro, F. L., Bain, P. A., Souza, G. B., Da Cuña, R., Honji, R. M., & Moreira, R. G. (2018). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 926-934.
- Valério, S. B., Suárez, Y. R., Felipe, T. R. A., Tondato, K. K., & Ximenes, L. Q. L. (2007). Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. *Hydrobiologia*, 583(1), 241-250.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., et al. (2015), Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29, 299–307. doi:10.1111/1365-2435.12356
- Van Vliet, M. T. H., Ludwig, F., & Kabat, P. (2013). Global streamflow and thermal habitats of freshwater fishes under climate change. *Climatic Change*, 121, 739-754.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Willink, P. W., Froehlich, O., Machado-Alisson, A. M., Menezes, N. A., Oyakawa, O. T., Catella, A. C., Chemoff, B., Lima, F. C. T., Toledo-Piza, M., Ortega, H., Zanata, A. M., & Barriga, R. (2000). Fishes of the rios Negro, Negrinho, Taboco, Aquidauana, Taquari, and Miranda, Pantanal, Brasil: Diversity, distribution, critical habitats and value. In P.W. Willink, B. Chemoff, L. E. Alonso, J. R. Montambault & R. A. Lourival *Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil* (pp. 63-81). Conservation International, Washington, RAP Bulletin of Biological Assessment. n.18.

- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81(2), 225–241. <https://doi.org/10.1007/BF00379810>
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarizzo, T., Nam, S., et al. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Winter, M., Kuehn I, Nentwig W, Klotz S., (2008). Spatial aspects of trait homogenization within the German flora. *Journal of Biogeography*., 35, 2289–2297.
- Wootton, J. T., & Power, M. E. (1993). Productivity, consumers, and the structure of a river food chain. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, 90, 1384–1387.
- Zeh, J. A., Bonilla, M. M., Su, E. J., Padua, M. V., Anderson, R. V., Kaur, D., Yang, D-S., & Zeh, D. W. (2012). Degrees of disruption: projected temperature increase has catastrophic consequences for reproduction in a tropical ectotherm. *Global Change Biology*, 18(6), 1833-1842.

3 IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON THE TAXONOMIC AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF NATIVE FISHES IN MURRAY-DARLING BASIN, AUSTRALIA

ABSTRACT

The effects of climate change on the functional diversity of freshwater fish remain poorly known. The studies that have used the functional traits of species to infer their sensitivity to climate change are mostly restricted to the Northern hemisphere. In this way, this study aimed predict the impacts of climate change on native freshwater fish from the Murray-Darling Basin, Australia, through the technique of species distribution modeling combined with a physiological component (the upper thermal limit). We investigated the changes on taxonomic and functional components for 2050 and 2080 in two scenarios of carbon emissions, stabilization and business-as-usual, identifying areas of great interest for conservation. For this purpose, climatic-environmental variables of temperature, precipitation and water availability were used to model the range of 24 native fish species. The approach of combined projection to obtain the consensus model, followed by the physiological filter of temperature was retained for interpretation. For functional diversity, we evaluated richness, dispersion and uniqueness. To evaluate the contribution of functional traits in each future scenario an IndVal was performed. There was a marked contraction in the species range. Our study predicts a severe negative impact of climate change over both taxonomic and functional components of ichthyofauna of Murray-Darling basin. The predictions showed loss of climatically suitable areas, species and functions. Some traits are predicted to be extirpated. The climatic refuge to fish fauna are predicted to be in the southern portion of the basin in the upper Murray River. We advocate that Murray-Darling Basin Plan of conservation taking the climate instability into account to management.

Keywords: Global change. Climate. Functional Richness. Functional Uniqueness. Niche tracking. Turnover.

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL E TAXONÔMICA DE PEIXES NATIVOS DA BACIA MURRAY-DARLING, AUSTRALIA

RESUMO

Os efeitos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de peixes de água doce permanece pobremente conhecida. Os estudos já realizados envolvendo as características funcionais das espécies para inferir sua sensibilidade às mudanças climáticas estão em sua maioria restritos ao hemisfério Norte. Assim, este estudo objetivou prever os impactos das mudanças climáticas sobre a ictiofauna nativa da bacia Murray-Darling, Austrália, através da técnica de modelagem de distribuição de espécies combinada com um componente fisiológico (limite térmico máximo). Nós investigamos as mudanças nos componentes taxonômico e funcional para 2050 e 2080, em dois cenários de emissão de carbono, identificando áreas de interesse para a conservação. Para isto, variáveis ambientais de temperatura, precipitação e disponibilidade hídrica foram utilizadas para modelar 24 espécies nativas de peixes. A abordagem de projeção combinada foi utilizada para obter o modelo consenso, seguida do filtro fisiológico, o qual gerou o modelo final retido para interpretação. Para a diversidade funcional, nós avaliamos a riqueza, dispersão e a singularidade funcional. Para avaliar a contribuição de cada traço nos cenários futuros, foi realizada uma IndVal. Houve uma acentuada contração na área de distribuição das espécies. Nosso estudo prediz um impacto negativo severo das mudanças climáticas sobre os componentes taxonômico e funcional da ictiofauna da bacia Murray-Darling. As previsões mostraram perda de áreas climaticamente adequadas, espécies e funções. Algumas características funcionais são preditas serem extirpadas. Os refúgios climáticos projetados foram na porção sudeste da bacia, no alto Rio Murray. Nós reforçamos que os planos de conservação da bacia considerem o cenário de instabilidade climática para o manejo.

Palavras-chaves: Mudanças globais. Clima. Riqueza Funcional. Singularidade Funcional. “*Niche tracking*”. “*Turnover*”.

3.1 INTRODUCTION

Climate change is considered to be a major global threat to biodiversity (Leadley et al., 2010; Chen et al., 2011; Pandit et al., 2017). Predicted outcomes include rising in temperatures, sea level, greenhouse gases, drastic alterations in the rainfall and runoff patterns, occurrence of extremes events (Morrongiello et al., 2011; van Vliet et al., 2013; IPCC, 2014). These alterations are expected to change species range, species composition and phenology (Parmesan, 2006; Strayer and Dudgeon, 2010; Pandit et al., 2017).

In freshwater systems, it is predicted that the impacts of climate change will be larger than in other systems, given their insular nature where aquatic organisms may not be able to reach cooler habitats or higher altitudes (Revenge et al., 2005). Obligate freshwater biota cannot move through the land masses and ocean (e. g. most fish and crustaceans) (Strayer and Dudgeon, 2010) and are thus restricted to linear river networks in face of environmental-climatic alterations (James et al., 2017). Climate-driven changes in species distributions will have impacts on local community dynamics and diversity, including functional diversity (Biswas et al., 2017), since the pattern of functional traits distribution changes. Because functional traits can impact the species performance or fitness (Violle et al., 2007), the loss of functionally important species compromises ecosystem structure, function (Cardinale et al., 2012; Comte and Olden, 2017a) and resilience (Botkin et al., 2007).

Fish are the most diverse group of freshwater vertebrates and play a central role in the structure and function of freshwater ecosystems (Closs et al., 2016). They provide food for aquatic and terrestrial consumers (e.g. other fish, reptiles, mammals and birds), can regulate aquatic food webs, cycle nutrients and act as ecosystem engineers (Mormul et al., 2012; Humphries and Walker, 2013). However, the effects of climate change on the functional diversity of freshwater fish remain poorly unknown; the few studies that have used the functional characteristics of species to infer their sensitivity to climate change are mostly restricted to the Northern hemisphere (see Buisson et al., 2013; Biswas et al., 2017; Comte and Olden, 2017b).

Australia's freshwater ichthyofauna is species-impooverished due to the country's long isolation from other continents, arid climate, low rainfall and consequently freshwater scarcity (Lintermans, 2007; Morrongiello et al., 2011). In Australia's largest river basin, the Murray-Darling Basin, freshwater fishes may be highly vulnerable to climate change, combined with numerous other threats, such as flow regulation, habitat degradation, introduced species, exploitation and stocking (Murray-Darling Basin Authority, 2004; Balcombe et al., 2011). Native fish populations in the Murray-Darling Basin are estimated to be 10% of their pre-

European-settlement levels, and more than half of the Basin's native fish species are now listed as threatened or of conservation concern (Lintermans, 2007). The impacts of climate changes on species composition changes (species track) can be even greater for systems that are species depauperate, in which the loss or the gain of a small number of species may lead to a disproportionate shift in assemblage composition (James et al., 2017). Future communities can be resulted of replacement of some species by others (turnover), a subset of the current species (nestedness) or the joint action of both (Baselga & Leprieur, 2015).

In this way, forecasting the climate change impacts over fish composition and functional diversity in this basin is crucial for identifying effective conservation strategies to preserve this already threatened ichthyofauna. Integrating composition and functional diversity in conservation studies is important because such attributes have potential to contribute with information relevant to the management of natural systems. It is also important face the biological data limitations and for designing ecological management strategies for the continued provision of important ecosystem services related to fish traits (Villéger et al., 2010; Biswas et al., 2017; Villéger et al., 2017).

One way to anticipate the impacts of climate change on freshwater biodiversity within a functional context is to use correlative predictive models, named species distribution models (SDMs) (see Araújo and Peterson, 2012; Peterson and Soberon, 2012; Rangel and Loyola, 2012) followed by comparative analysis of the current and future functional structure of the assemblages. There are evidences suggesting a relative degree of invariance in upper physiological limits across latitude (Hoffman et al., 2013). It challenges the paradigm about species inhabiting lower latitudes may be more physiologically susceptible to the effects of climate change than species at higher latitudes, despite the lower climatic variation in these areas and naturally warmer temperatures (Tewksbury et al., 2008). The close relationship between the environmental temperature and the tolerance limits of species offers more accurate macroecological measures of species range and provides an effective physiological basis to assess the species sensitivity to the climate change. Because ecologists should reduce the uncertainties in the projection models, to incorporate key parameters linked to physiological limits is important to obtain more realistic results (Comte and Olden, 2017b).

This study aimed to predict the effects of climate change on the distribution of native freshwater fish from the Murray-Darling Basin (MDB), Australia, through the technique of species distribution modeling combined with a physiological component (the upper temperature tolerance). Firstly, we have considered the effects of climate (2050 and 2080;

middle of the century and late decades of the century) over taxonomic and functional diversity (Functional richness, Functional dispersion and Functional Uniqueness), identifying areas of great interest for conservation of species and functions. We investigated the responses of the species about the range size, highlighting expansion or contraction in the future scenarios. We also evaluated the β -diversity, decomposing the change in turnover and nestedness. Finally, we identified which fish functional traits have the larger contribution in each scenario, and which could be lost in future scenarios of climate change. By simultaneously consider species richness and function our study provides useful information for spatially guiding conservation plan at spatial scale in Murray-Darling Basin in the light of potentially catastrophic effects of climate change.

3.2 MATERIAL AND METHODS

3.2.1 Study Area

The Murray-Darling Basin (MDB) is a semiarid basin in southeastern Australia (between the latitudes of 24 and 38°S) that covers more than a million square kilometers (1,063,000 km²), equivalent to 14% of Australia's total area (Walker, 2006; Lintermans, 2007; Bishop-Taylor et al., 2017). It is one of the driest catchments in the world by runoff (Bishop-Taylor et al., 2017) and one of the largest catchments in the world (the river system flows some 3,750 kilometers from its headwaters to the sea). However, currently, as a consequence of the water storage and abstraction, only a third of the natural mean annual discharge reaches the sea (Walker, 2006). The MDB supports some of Australia's most biologically and ecologically important floodplain and wetlands habitats, including 16 sites listed as Wetlands of International Importance under the Ramsar Convention (Rogers and Ralph 2010; Pittock and Finlaysson 2011). Nearly two million people depend on the Basin's resources and the value of its agricultural produce exceeds \$10 billion each year. The three major rivers of the Basin are the Murray (2,530 km length), the Darling (2,740 km length) and the Murrumbidgee (1,690 km length), the longest rivers in Australia (Figure 1).

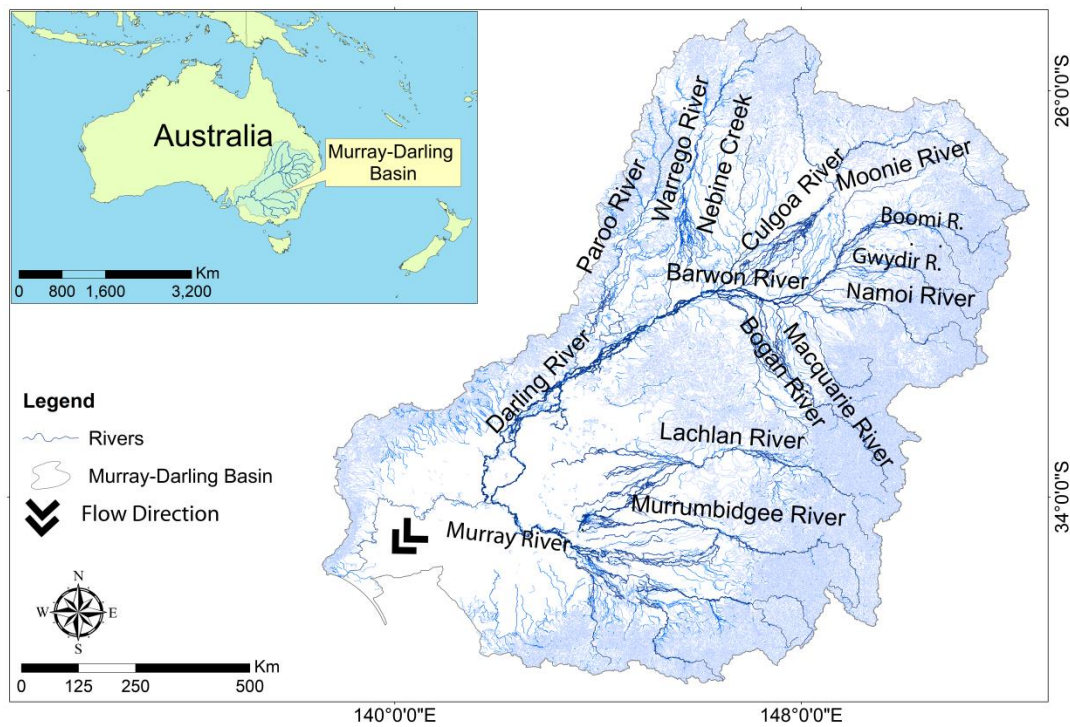


Figure 1. Map of Murray-Darling Basin showing the main rivers.

3.2.2 Species occurrence data

The occurrence records of the fish species from Murray-Darling Basin were obtained from state government agency fish distribution databases (Victorian Department of Sustainability and Environment and New South Wales Department of Fisheries) and sites surveyed as part of the Murray–Darling Basin Sustainable Rivers Audit (Davies et al., 2010). We restricted our analysis to 4,347 sites surveyed between 1980 and 2010 for which reliable location and sampling information were available. Sampling involved a range of methods, including electrofishing, nets and piscicides. The fish fauna of MDB is composed by 46 freshwater fish native species and 10 introduced species. Of the 46 native freshwater species, 16 are found only in the Murray-Darling Basin (Lintermans, 2007). In this study, we included the subset of 34 native species for which we also had reliable functional trait information. Introduced species were excluded from all analyses. The occurrence records were mapped in a regular grid of 0.1° latitude and longitude (cells with approximately 11 km side; 6,485 cells) with a buffer of 10 km from each side of the river network. For each species, a binary matrix of presence (1) and pseudo-absence (0) was constructed from the occurrence data, which formed the biotic component for the modeling. Considering that the studies demonstrate greater precision of the models from a reasonable number of occurrence points, as well as a better precision with the increase of the number of these points (Hernandez et al., 2006), rare

native species (i.e. those occupying < 4 grid cells) were excluded from all analyses. Thus we obtained 27 species, but just 24 had their upper thermal limits available in the literature, resulting in a final dataset comprising 24 species for modelling.

3.2.3 Predictor variables

We selected a small set of ecologically relevant and minimally redundant environmental variables for use and predictors in the SDMs. Bioclimatic predictors used in the modeling process were: annual mean temperature (TMEAN; °C), maximum temperature in the hottest month (TMAX; ° C), minimum temperature in the coldest month (TMIN; ° C), annual precipitation (PANN; mm), precipitation of wettest month (PMAX; mm) and precipitation of driest month (PMIN; mm). Temperature and precipitation have been chosen because they are the major climatic parameters determining the distribution of organisms on Earth (Barbet-Massin and Jetz, 2015; Petitpierre et al., 2017). Temperature is one of the most fundamental variables affecting the lives of fishes because once they are ectotherms, they are subject to temperature effects on their physiological condition, development, growth rates, reproduction and behavior (Portner and Farrell, 2008; Koehn et al., 2011). Precipitation determines aquatic habitat availability and the seasonal variations of droughts and floods, synchronizing biological events of the species, such as migration, spawning, home range and growth (Lucas and Baras, 2001; Lopes et al., 2017). Two catchment topographic variables (upstream flow path length - UFL and altitude - ALT) were used to represent variations in habitat availability (Koehn et al., 2011; Lopes et al., 2017) and altitude to address distribution restrictions imposed by mountains as the Great Dividing Range. The bioclimatic variables for the present were obtained from WORLDCLIM database (<http://www.worldclim.org>), which is represented as historical climate averages from 1950 to 2000. For the future, the bioclimatic variables were obtained from CCAFS (<http://ccafs-climate.org> - Research program on Climate Change, Agriculture and Food Security) and the catchment topography variables were obtained from a 9 second digital elevation model (DEM; Stein et al., 2014). Both variables from WORLDCLIM or CCAFS were obtained with a resolution of 30 arc-seconds (~1 Km) and all variables were rescaled according to the grid of 0.1° resolution for the environmental layers construction. The rescheduling of the environmental variables will be performed in the SAM v4.0 software.

The TMEAN, TMAX, TMIN, PANN, PMAX and PMIN for future times (2050 and 2080) were extracted from the Intergovernmental Panel on Climate Change, Fifth Assessment

Report (IPCC-AR5). Our predictions involved four Atmospheric-Ocean General Circulation Models (AOGCMs): CSIRO (Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization), MIROC (Model for Interdisciplinary Research on Climate), MRI (Meteorological Research Institute) and NCAR (National Center for Atmospheric Research) (see Hasumi and Emori, 2004 for further details). The greenhouse gas concentration trajectory for each AOGCMs were based on the Representative Concentration Pathways (RCP), from a moderate to a pessimistic scenario of carbon emissions (RCP's 4.5 "stabilization" and 8.5 "business-as-usual"). For modeling species geographical distribution for the future, we assumed the temporal stationarity of the catchment topography variables.

3.2.4 Species distribution models

Considering that the patterns of species occurrence are determined on a large scale by organism's responses to different environmental conditions (reflecting the Grinnellian component of the ecological niche; Soberón, 2007), we used species distribution models (SDMs) to establish correlations between climate and species occurrence and then predict effects of climate change on the distribution of freshwater fish in the MDB. The matrices of species occurrences and climatic-environmental layers were used to calibrate different SDMs, from which the environmental suitability and potential distribution of the species were calculated in present and future time periods.

Our modeling protocol included five SDM methods (six models), conceptually and statistically different, based on species presence-only data: BIOCLIM (BIOC; Busby, 1991), DOMAIN - Euclidian Distance (EUCD; Carpenter et al., 1993), DOMAIN - Gower Distance (Carpenter et al., 1993, Gower, 1971), Ecological Niche Factor Analysis (ENFA; Hirzel et al., 2002), Maximum-entropy (MAXE; Phillips et al., 2006) and Genetic Algorithm for Rule-set Production (GARP; Stockwell & Peters, 1999). Given the particularities of each method, different predictions are generated, introducing doubts as to which model is best suited to represent the most suitable climatic areas and potential distribution of species (Diniz-Filho et al., 2009). In order to overcome this uncertainty and minimize possible errors, the ensemble forecasting approach was used to provide the consensus result of the multiple models (CONS, Araújo and New, 2007). The main principle in using this approach is that different sources of errors affect each niche model in different ways, and the combination of its predictions tends to minimize errors and generate more robust predictions (Diniz-Filho et al., 2009). In this way, only the results of the consensus model (CONS) were retained for interpretation.

For each SDM, the extent of species occurrence was randomly divided into two subgroups: 75% of the data used for calibration and 25% for evaluation. This procedure was performed 50 times to avoid biases in the data subsets. Each continuous prediction of suitability of the SDMs was converted into binary vectors of presence and absence in each cell (0/1), using the threshold that maximizes the values of sensitivity and specificity in the Receiver Operating Characteristic curve (ROC curve; see Fielding and Bell, 1997). The ROC curve is generated by plotting the fraction of true positives versus the fraction of false positives, at various threshold settings.

The distribution of each species in current climatic conditions was estimated using 300 predictions (6 SDM's x 50 randomizations). The simulations for future climatic conditions were estimated obtaining 1200 predictions (6 SDM's x 50 randomizations x 4 AOGCM's) for each future time (2050 and 2080), totalizing 2400 future predictions. This procedure allowed us to generate a frequency of projections in the ensemble, which were weighted by the TSS statistics, i.e., better models according to this metric will have more weight in our consensus projections. The TSS statistic varies from -1 to +1, where values equal to +1 are a perfect prediction and values equal to or less than 0 are not better predictions than random ones (Allouche et al., 2006). We used the majority consensus rule (Diniz-Filho et al., 2009; Diniz-Filho et al., 2010) to obtain the final consensus model for each species. This method considers the species present only in cells where at least 50% of the models retained in the ensemble pointed out the species as present. The modeling of species distribution was performed in the BioEnsembles computational platform (Diniz-Filho et al., 2009).

Species distribution models are widely used to forecast the impact of climate change on species distribution, including freshwater organisms (Botkin et al., 2007; Markovic et al., 2014; Biswas et al., 2017; Lopes et al., 2017). Despite of several advantages (see Franklin et al., 2009 and Peterson et al., 2011), SDMs present limitations, especially those related to predictive uncertainties as aforementioned. In addition, the correlative approach of SDMs are exclusively focused on environmental-species occurrence correlations, ignoring physiological characteristics of species, which are traditionally addressed by mechanistic modeling (see Buckley et al., 2010). In this sense, some studies suggest the SDMs will be best accounted for through models with mechanistic elements, rather than SDMs using correlation alone (Sutherst et al., 2007; Keith et al., 2008). Given that temperature tolerance limits are pivotal within the climate change context, we combined the correlative SDMs with data of upper thermal tolerance of freshwater fish to better predict the change in species range to future

scenarios (2050 and 2080) and two different Representative Concentration Pathway (RCP 4.5 – a stabilization scenario of greenhouse gas emission over time and RCP 8.5 – an increasing emissions scenario called business-as-usual). As a result, the combined modeling furnishes for each species an environmental envelope truncated by upper temperature limits (i.e. the lethal temperature), reflecting a more accurate delineation of distribution areas in a global warming context. Thus, the final species range was constructed from presence and absence matrices generated by CONS model, keeping the presence of species only in cells presenting tolerable temperatures (TMAX) by the species. As the bioclimatic variables bring us the air temperature, we used a projection relating the air temperature and the water temperature proposed by Morrill et al., (2005) to estimate the latter in each grid cell. The lethal temperature for each species was obtained from Whiterod (2010), Chessman (2013) and Froese and Pauly (2017).

3.2.5 Taxonomic diversity attributes

To determine the taxonomic diversity (species richness patterns), we employed the modeling strategy at the community level of “predict first, assemble later” (*sensu* Overton et al., 2002) in which the ranges of individual species are modeled one at a time as a function of environmental predictors and then overlapped for obtaining the number of species predicted in each cell. The range size of each species was based on the sum of the number of occupied cells by the species in the river basin and temporal variations were analyzed by means frequency distribution of the number of occupied cells. Taxonomic diversity and range size were obtained for current time, 2050 and 2080 and for the different carbon emission scenarios, considering the outputs of our combined model. We also calculated species turnover between current and future predictions of species distribution in each cell according to formula $(G+L/S)/S+G$; Thuiller et al., 2005), where “G” was the number of species gained, “L” the number of species lost and “S” is the contemporary species richness found in the cell.

3.2.6 Functional attributes

While the MDB has relatively few native freshwater fish species, the species present a diversity of size, form and life history requirements (Murray-Darling Basin Authority, 2017). Thus the choice of the characteristics aimed at identifying complementary functional aspects of the fish assemblage niche. The functional traits used were: (i) Maximum temperature in the warmest month between the cells of species occurrence (TMAX), (ii) minimum temperature

in the coldest month between the cells of species occurrence (TMIN), maximum total body length (MAXL), (iii) vertical position in water column (benthic – VPBEN; non-benthic – VPNBEN), (iv) longevity (LONG), (v) age at maturation (AGEMAT), (vi) movement classification: non-movement – NON MOV; potamodromous – POTAMO (fishes that migrates between different sites in freshwater); amphidromous – AMPHID (fishes that regularly migrate from freshwater from sea, in both directions, but not for the purpose to breeding); catadromous – CATAD, (fishes that migrates from river to sea with breeding purposes), (vii) parental care (PARC), (viii) total fecundity (TFEC), (ix) egg size (EGGS), (x) trophic guild (herbivorous-detritivorous – HERB-DET; omnivorous – OMNI; invertivorous – INV; invertivorous-piscivorous – INV-PISC). A brief description of each functional trait can be found in the supplementary material (APPENDIX C - Table S3). Trait assignments were based on a number of sources of information, including species accounts in comprehensive texts (i.e. McDowall, 1996; Allen et al., 2003; Pusey et al., 2004; Lintermans, 2007), species descriptions from the primary literature, state agency reports, university reports and graduate theses, and electronic databases available on the World Wide Web (e.g. FishBase) (APPENDIX D - Table S4). All trait information was assigned based on a majority of evidence rule with preference given to adult female measurements where possible (see Sternberg and Kennard, 2013 for more details on trait assignments).

3.2.7 Functional diversity

From the presence and absence matrices derived from combined model the functional diversity was calculated for the different times (current time, 2050 and 2080) and scenarios (RCP 4.5 and 8.5). The functional diversity was obtained from three indices: the Functional Richness (FRic – Villéger et al., 2008), the Functional Dispersion (FDisp – Laliberté and Legendre, 2010), and the Functional Uniqueness (FUni – Ricotta et al., 2016). FRic represents the multidimensional volume occupied by the community and does not consider species' abundances. FDisp was originally proposed by Anderson (2006) and is the mean distance weighted by abundance to the centroid (multivariate dispersion). For presence and absence data, where species have equal abundances, the Functional Dispersion is simply the mean distance to the centroid. Changes in FDis reflect changes in the species traits in relation to the center of functional space. FUni assumes that species with different traits perform distinct functions in the ecosystem. Thus, it is high when species have unique traits values combinations compared with each species of the pool (i.e. low redundancy). FUni (varies

from 0 to 1) is the ratio between Rao's entropy and the Simpson diversity index, relating observed functional diversity to the maximum value of dissimilarity of the community (Ricotta et al., 2016).

FRic is expected being highly correlated with Taxonomic Richness (Villéger et al., 2008). Thus, to verify this correlation in this dataset, a Spearman correlation was performed between the two richness metrics (FRic X TRic).

The indices were calculated in the R environment (R Core Team, 2018). FRic and FDis were calculated using the function "dbFD" (distance based functional diversity) from the FD package, proposed by Laliberté and Legendre (2010). The traits matrix had mixed variables (continuous and categorical – see Supplementary material Table S1), so we used Gower's dissimilarity with Cailliez's correction (Legendre and Legendre, 1998) for negative eigenvalues. FUni was calculated from the function "uniqueness" from Ricotta et al. (2016). The indexes were calculated for individual grid cells.

From a T matrix (traits x grid coordinates; using SYNCOSA package, function "matrix.t" – Pillar et al., 2009) we performed the Indicator Value Analysis (IndVal; Dufrêne and Legendre, 1997, using scenario as a factor with five different levels) to identify which traits are significantly increased or decreased in future times and scenarios (from the most optimistic to the most pessimistic in relation to the present). Good indicator traits would be those that are both abundant in a specific scenario (specificity) and predominantly found in a scenario (this is called fidelity), but from data of presence and absence as in this study, we just use fidelity. The statistical significance level adopted was $\alpha = 0.05$, and these analyses were performed in R environment, using the package labdsv, function "indval" (R Core Team, 2018).

3.3 RESULTS

We obtained 17,061 records of occurrences of 42 species (of the 56 existing, including native and non-native) for the Murray-Darling basin. However, only 24 native species reached the criterion established for the species distribution modeling (at least four occupied cells), with traits and the upper thermal limit available. At the end, we have obtained 9,219 records, occupying 4,275 grid cells, belonging to four Orders and to 14 families (Table 1).

Table 1. List of fishes of Murray-Darling Basin modelled in this study.

Order	Family	Species	Common name	Relative frequency of occurrence
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Craterocephalus stercusmuscarum</i> (Günther 1867)	Un-specked hardyhead	394 (6.07%)
	Melanotaenidae	<i>Melanotaenia fluviatilis</i> (Castelnau 1878)	Murray-Darling rainbowfish	526 (8.11%)
Perciformes	Chandidae	<i>Ambassis agassizii</i> Steindachner 1867	Olive perchlet	32 (0.49%)
	Clupeidae	<i>Nematalosa erebi</i> (Günther 1868)	Bony herring	860 (13.26%)
	Eleotridae	<i>Hypseleotris klunzingeri</i> (Ogilby 1898)	Western carp gudgeon	1291 (19.90%)
		<i>Mogurnda adspersa</i> (Castelnau 1878)	Southern purple-spotted gudgeon	34 (0.52%)
		<i>Philypnodon grandiceps</i> (Krefft 1864)	Flat-headed gudgeon	484 (7.46%)
		<i>Philypnodon macrostomus</i> Hoese and Reader 2006	Dwarf flat-headed gudgeon	16 (0.24%)
	Gadopsidae	<i>Gadopsis marmoratus</i> Richardson 1848	River blackfish	459 (7.07%)
	Percichthyidae	<i>Maccullochella macquariensis</i> (Cuvier 1829)	Trout cod	141 (2.17%)
		<i>Maccullochella peelii peelii</i> (Mitchell 1838)	Murray cod	731 (11.27%)
		<i>Macquaria ambigua ambigua</i> (Richardson 1845)	Golden perch	1071 (16.51%)
		<i>Macquaria australasica</i> Cuvier 1830	Macquarie perch	110 (1.69%)
		<i>Nannoperca australis</i> Günther 1861	Southern pygmy perch	167 (2.57)
	Terapontidae	<i>Bidyanus bidyanus</i> (Mitchell 1838)	Silver perch	251 (3.87%)
		<i>Leiopotherapon unicolor</i> (Günther 1859)	Spangled perch	469 (7.23%)
Salmoniformes	Galaxiidae	<i>Galaxias brevipinnis</i> Günther 1866	Climbing galaxias	48 (0.74%)

		<i>Galaxias maculatus</i> (Jenyns 1842)	Common galaxias	34 (0.52%)
		<i>Galaxias olidus</i> Günther 1866	Mountain galaxias	642 (9.88%)
		<i>Galaxias oliros</i> Raadik 2014	Obscure galaxias	61 (0.94%)
		<i>Galaxias arcanus</i> Raadik 2014	Riffle galaxias	32 (0.49%)
	Retropinnidae	<i>Retropinna semoni</i> (Weber 1895)	Australian smelt	1043 (16.08%)
Siluriformes	Plotosidae	<i>Neosilurus hyrtlilii</i> Steindachner 1867	Hyrtl's tandan	59 (0.90%)
	Plotosidae	<i>Tandanus tandanus</i> (Perugia 1894)	Freshwater catfish	265 (4.08%)

3.3.1 Taxonomic diversity

Our predictions from the overlap of individual species ranges generated by the combined model (CONS truncated by upper temperature tolerance limits of the species) point out the upper Murray River portion as the holder of the highest species richness in the basin (up to 16 species) (Figure 2), emphasizing the current climatic and environmental suitability of this region for the ichthyofauna. The other rivers in the southeast of the basin (Lachlan and Murrumbidgee), southwest and northeast (e.g. Gwydir River) had intermediate richness (up to 12 species). The rivers of the northwest presented the poorest ichthyofauna (approximately 6 species). However, the predictions produced by combined model from different AOGCMs for the future revealed a marked loss of climatically suitable areas throughout the all basin territory and showed an alarming scenario of declining of high richness points. The full ensemble model showed that in the future the highest points of species richness will be restricted to a much reduced area in the southeastern upper Murray River.

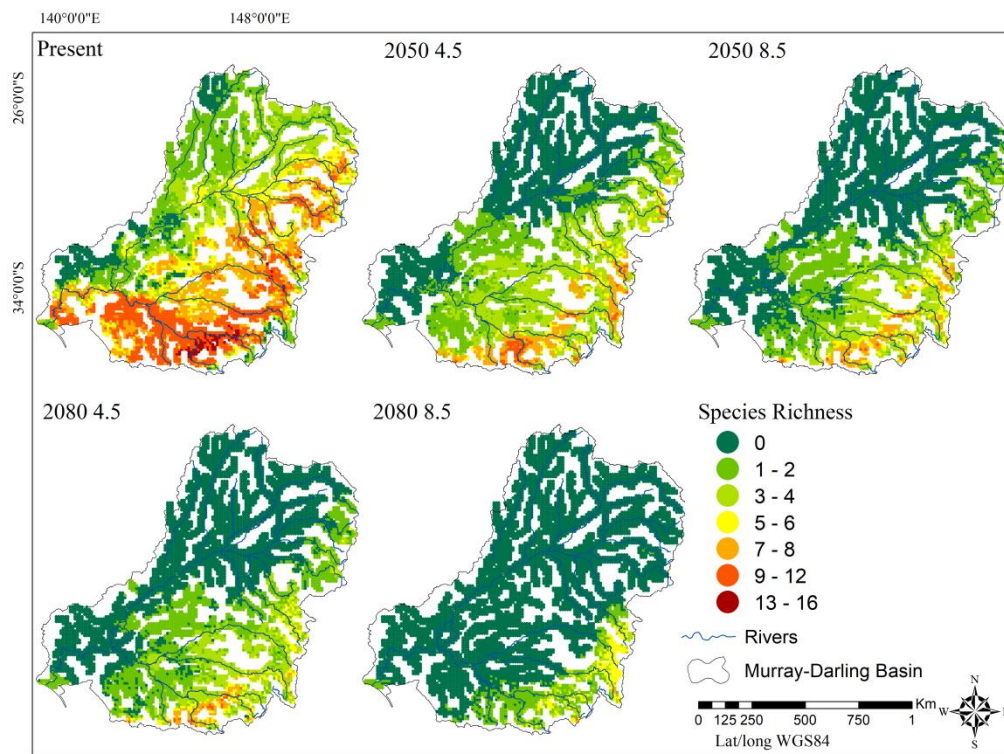


Figure 2. Species richness of fishes in Murray-Darling Basin in the present, 2050 and 2080 for the different RCPs (4.5 and 8.5). Map derived from ensemble of species distribution models (BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXE, GARP).

The β -diversity analysis showed the temporal turnover was high, with values above 0.8 found in at least 65% of the cell in 2050 (RCP 4.5) and reaching 95% of the cells in 2080 (RCP 8.5). Nesting values higher than turnover were found mainly in the Northeast rivers (Boomi, Gwydir, Namoi) and also in the middle Murray River (Figure 3).

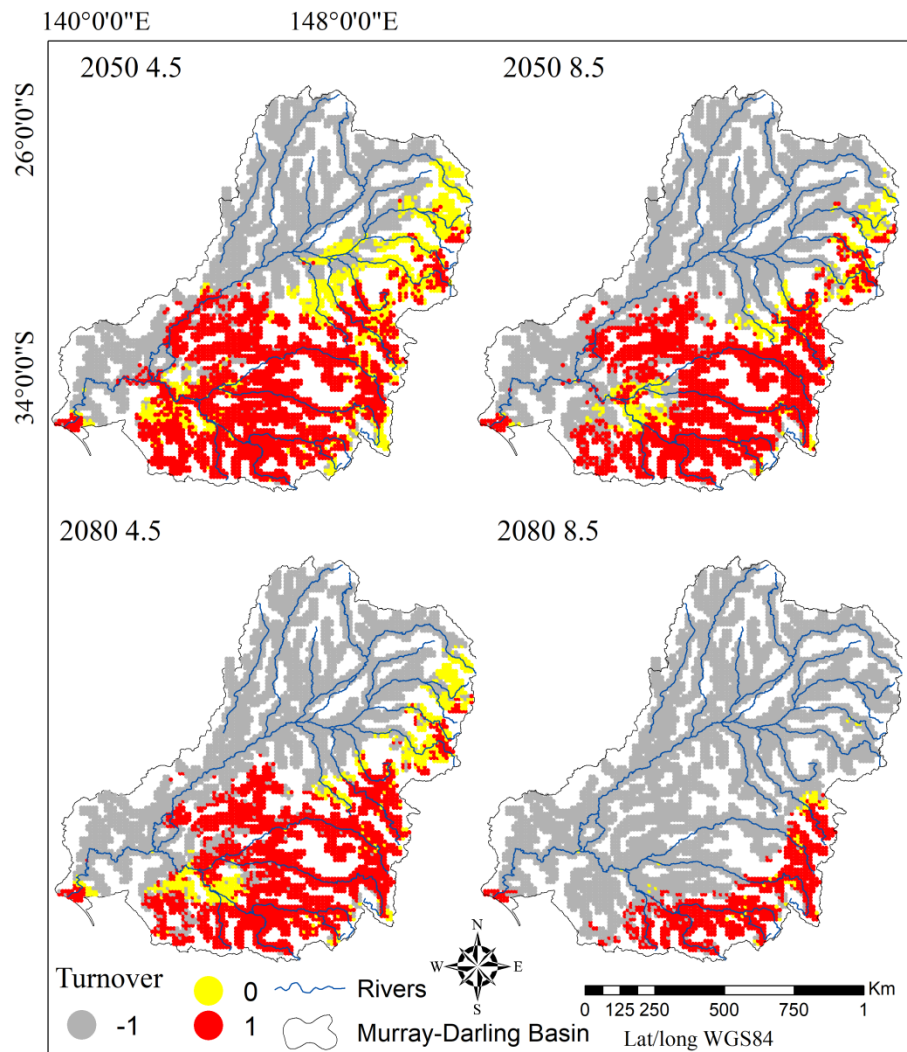


Figure 3. β - diversity of fishes in the Murray-Darling Basin for the future scenarios in relation to the present. Grey areas are where the values do not change or there were no species; red areas show turnover values higher than nesting and yellow areas show nesting values higher than turnover.

Regarding to the species range size, our results show that the fish species of MDB currently present both restrict, intermediate and wide distribution in the river basin, with species occupying almost all classes of number of occupied cells (Figure 3A). Nonetheless, our future predictions pointed out a drastic range contraction under climate change, with the mode of observations gradually reducing to the smallest size classes. In the most pessimistic scenario in 2080, a single species (*Tandanus tandanus*) is predicted to occupy between 400 and 600 cells, three species are predicted to occupy between 200 and 400 cells (*Ambassis agassizii*, *Hypseleotris klunzigeri* and *Macquaria ambigua*), and most of the species is

predicted to occupy a maximum of 200 cells, which tends to increase the chances of future extinction (Figure 4E).

With respect to individual responses, among the 24 species that were modeled, the results point out a massive loss of suitable range, reaching 100% by 2050 (RCP 8.5) for *Galaxias maculatus*, and for at least six species by 2080 (RCP 8.5) (*Bidyanus bidyanus*, *Galaxias brevipinnis*, *Galaxias maculatus*, *Galaxias oliros*, *Neosilurus hyrtlui*, *Philypnodon grandiceps*), which represents a loss of at least 13% of MDB native fish species. No one species had its distribution extended in the future scenarios.

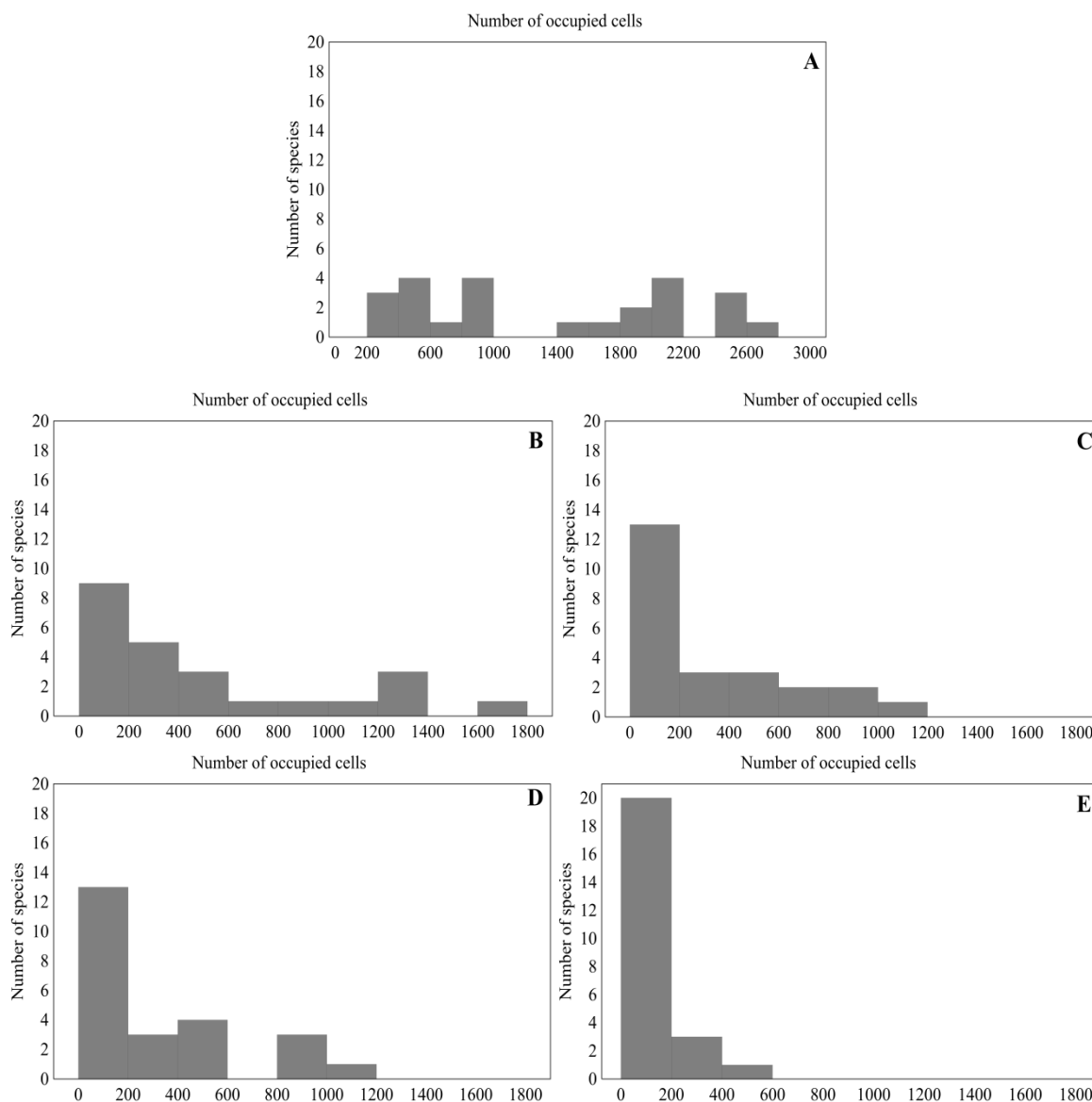


Figure 4. Expected changes in the range size of fish species from Murray-Darling basin, Australia, due to future climate changes (A = present, B = 2050 4.5, C = 2050 8.5, D = 2080 4.5, E = 2080 8.5). The size of distribution area corresponds to the number of cells occupied by each species.

3.3.2 Functional Diversity

Taxonomic and functional richness showed positive and significant correlation for all times and scenarios ($p < 0.05$) (Table 2). This means that cells with higher taxonomic richness usually also had higher functional richness.

Table 2. Correlation between taxonomic and functional richness for the years 2050 and 2080 and all RCPs.

Year	RCP	Spearman (ρ)
Present		0.90
	4.5	0.85
	8.5	0.83
	4.5	0.82
	8.5	0.81

In general, functional richness peaks were spatially broader than species richness peaks. The highest values of functional richness calculated from the combined model, were found in the southeastern part of the Murray-Darling basin, in the upper reaches of the Murray and Murrumbidgee rivers (Figure 5). There was a marked reduction in the number of cells with highest values of FRic ($\sim 0.20 - 0.30$; Figure 5) in future times, which the greatest values of FRic restricted to few cells in the southeastern part of the basin, especially considering the pessimistic scenario (RCP 8.5).

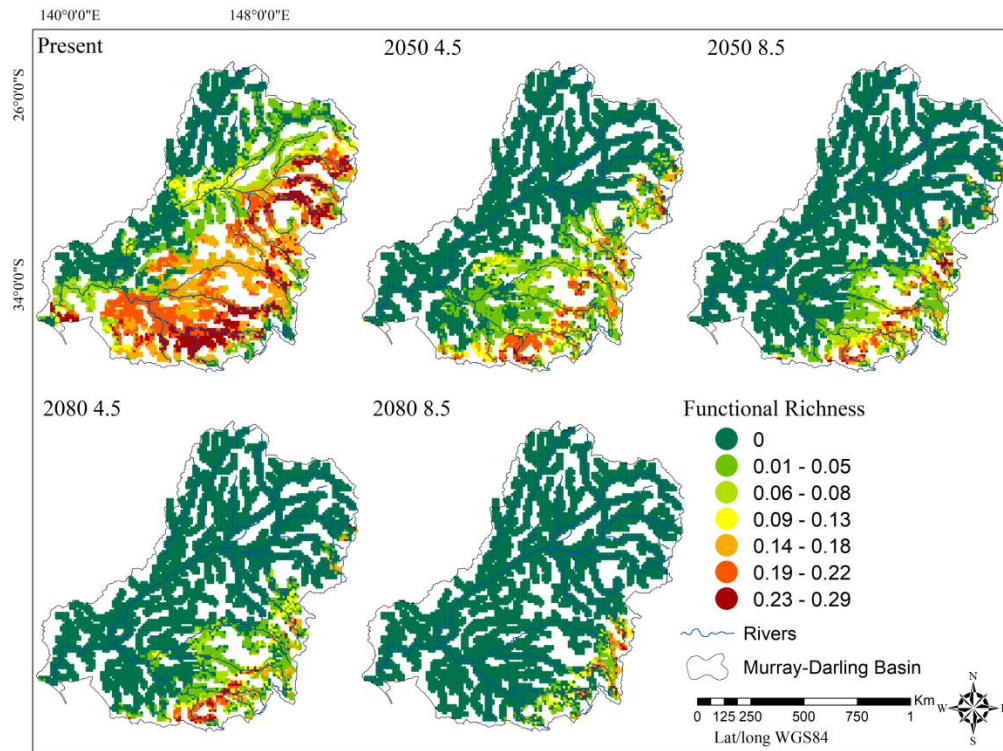


Figure 5. Species functional richness of fishes in Murray-Darling Basin in the present, 2050 and 2080 and different RCPs (4.5 and 8.5). Map derived from ensemble of species distribution models (BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXE, GARP).

The highest values of FDis not corresponded with the highest values of FRic in the current scenario. Rivers from Northeast region (e.g. Boomi, Gwydir, Namoi) showed the highest FDis values, that is, the assemblages which the species traits were farther from the centroid of multidimensional space, reflecting greater substitution of functional traits, while the upper Murray River showed the highest values of species richness and functional richness. But in the future, the trend toward to high latitudes in the Southeast region was the same for the taxonomic and functional indices.

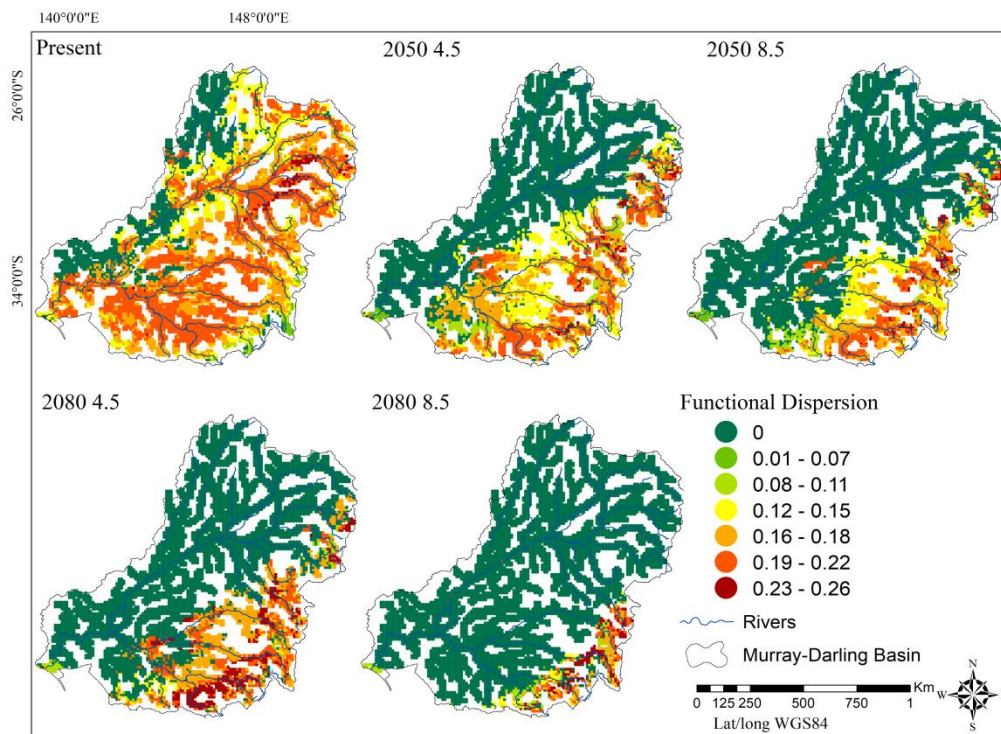


Figure 6. Functional dispersion of Murray-Darling Basin, in the present and future scenarios (2050 and 2080) and different RCPs (4.5 and 8.5). Maps derived from ensemble of species distribution models (BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXE, GARP).

The portions of the catchment with highest values of uniqueness for the projected present were the lower Darling River in its eastern part and the upper reaches of North and Northeast Region. These results follow neither species richness nor functional richness for the current time, but these areas are predicted to be the most affected. However, in the future scenarios for 2050, the upper reaches of smaller rivers as Gwydir, Namoi, Macquarie-Castlereagh showed the highest uniqueness values, while for 2080 the upper reaches of Lachan, Murrumbidgee and Murray rivers exhibited the highest values following the taxonomic and functional richness (Figure 7).

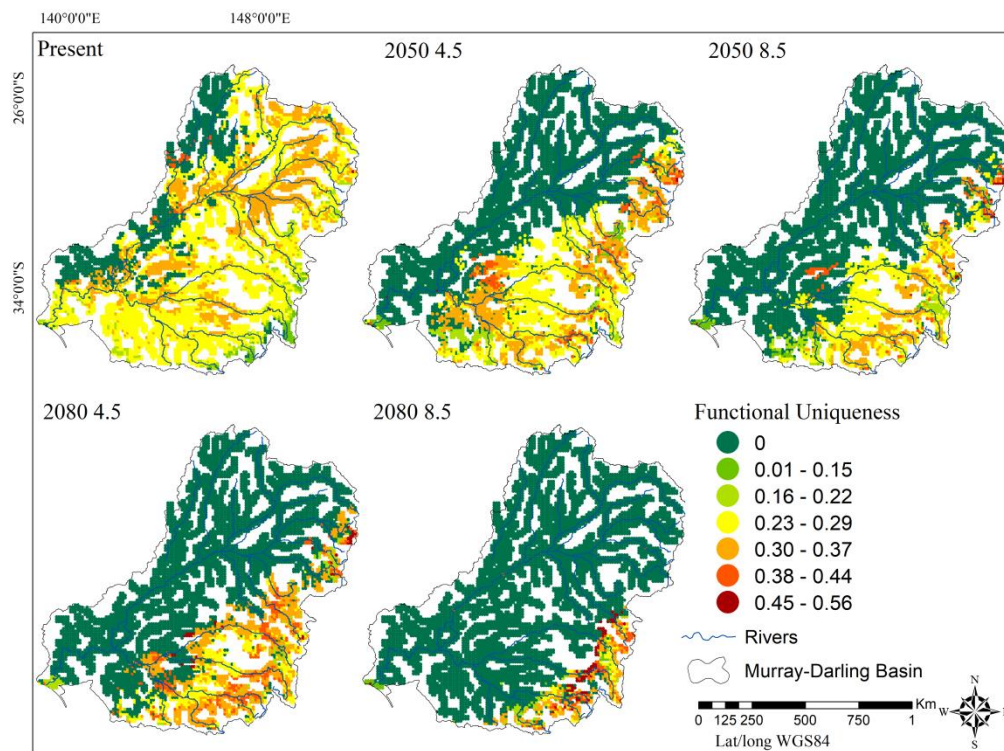


Figure 7. Functional uniqueness (FUni) of fishes in Murray-Darling Basin in the present, 2050 and 2080 and different RCPs (4.5 and 8.5). Map derived from ensemble of species distribution models (BIOC, GOWD, EUCL, ENFA, MAXE, GARP).

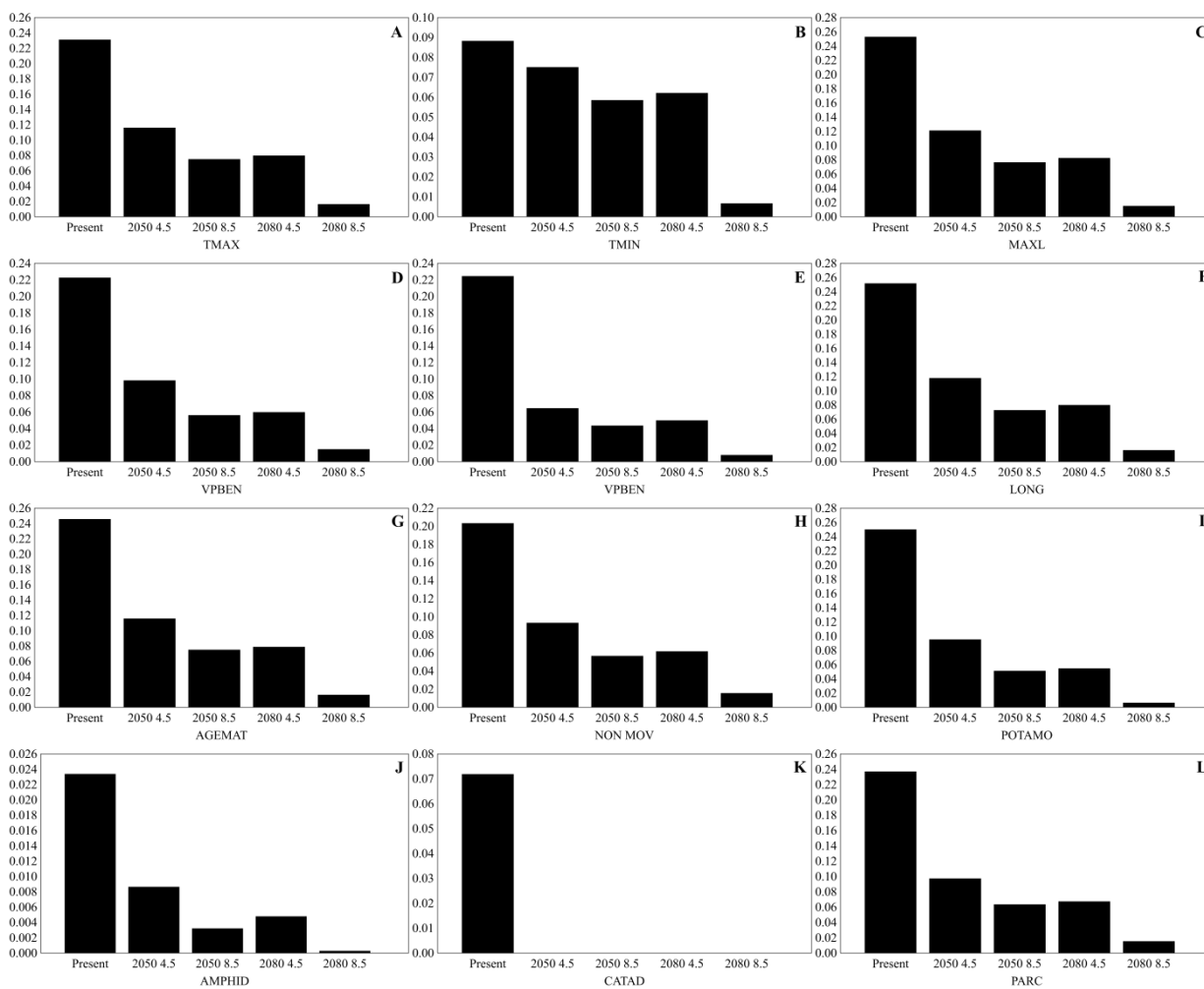
3.3.3 Indicator Value Analysis for each trait and scenario

All functional traits had their contribution diminished in the future ($p < 0.5$) even when we compare just the “stabilization” scenarios, as the results of IndVal showed (Figure 8; Table 3). The most affected trait was Catadromous with no relevant contribution in any future scenario, followed by Amphidromous, with relevant decline. Especially for 2080 in the RCP 8.5, there was a discrepant decreasing for all traits.

Table 3. Indicator values for species traits in the different scenarios. Higher values represent a high frequency of trait occurrence (i.e. specificity) and of proportional trait representation (i.e. fidelity) in a given period.

Trait	Present	2050 (4.5)	2050 (8.5)	2080 (4.5)	2080 (8.5)
TMAX	0.231	0.116	0.075	0.080	0.105
TMIN	0.088	0.075	0.059	0.062	0.096
MAXL	0.253	0.121	0.077	0.083	0.083
VPBEN	0.223	0.098	0.056	0.060	0.110
VPNBEN	0.225	0.065	0.044	0.050	0.008
LONG	0.252	0.118	0.073	0.080	0.095

AGEMAT	0.246	0.116	0.075	0.079	0.098
NON MOV	0.203	0.093	0.057	0.062	0.113
POTAMO	0.250	0.095	0.051	0.055	0.006
AMPHID	0.023	0.009	0.003	0.005	0.000
CATAD	0.072	0.000	0.000	0.000	0.000
PARC	0.237	0.097	0.064	0.067	0.110
TFEC	0.281	0.132	0.079	0.081	0.055
EGGS	0.240	0.113	0.073	0.077	0.109
HERB-DET	0.109	0.066	0.029	0.030	0.001
OMNI	0.197	0.060	0.025	0.030	0.003
INV	0.222	0.084	0.062	0.064	0.113
INV-PISC	0.192	0.050	0.027	0.019	0.007



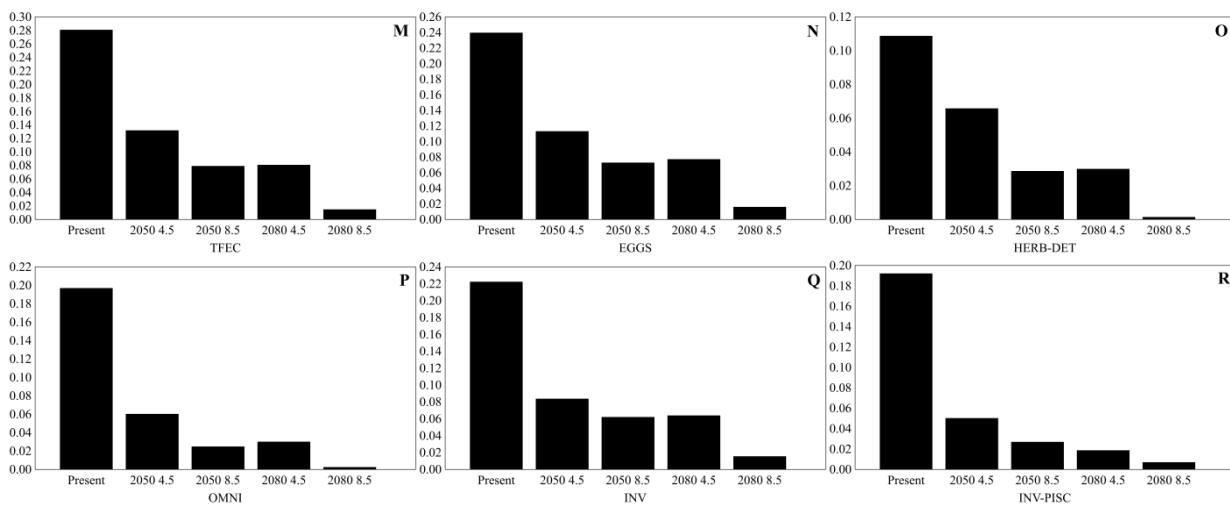


Figure 8. Indicator values for fish species traits in different years (2050 and 2080) and RCP's (4.5 and 8.5) for the Murray-Darling Basin, Australia. Higher values indicate those traits that are predominantly found in this scenario (i. e. fidelity). (A = Maximum temperature; B = Minimum Temperature; C = Maximum Total Length; D = Vertical Position Benthic; E = Vertical Position Non-Benthic; F = Longevity; G = Age of Maturation; H = Non-movement; I = Potamodromous; J = Amphidromous; K = Catadromous; L = Parental Care; M = Total Fecundity; N = Number of eggs; O = Herbivorous-Detritivorous; P = Omnivorous; Q = Invertivorous; R = Invertivorous-Piscivorous).

3.4 DISCUSSION

Our study predicts a severe negative impact of climate change over both taxonomic and functional components of ichthyofauna of Murray-Darling basin. The species distribution modelling with the addition of a physiological component, followed by a functional analysis showed loss of climatically suitable areas, species and functions, corroborating our expectations. The upper Murray River proved to be a climate refuge in the future scenarios, showing the highest values of species richness and functional diversity.

Within the fish context of temperate Australian rivers, the Murray system located in the southern portion of the basin proved distinctive in host species. By getting rid of highly restrictive arid conditions typical of western and northern portions (Darling system), in which low flow rivers may dry to waterholes in low-rainfall years (Lintermans, 2007), this portion presented high environmental suitability for occurrence of fish species in current time. Although the southeast portion of Murray-Darling Basin retained the highest number of species and functions in the future scenarios, our results show great losses of habitat suitability in future, with richness peaks reduced mainly in higher altitude portions, closer to

mountain slopes, which will retain the climate refuge function. Favorable climatic-environmental conditions toward higher altitudes, in face of climate change, have been documented in several studies (Parmesan, 2006; Colwell et al., 2008; Lenoir et al., 2008; Moritz et al., 2008; Jump et al., 2009; Telwala et al., 2013; Avalos and Hernández, 2015; Cuyckens et al., 2016). Looking for climatically adequate conditions in a changing environment, species cross the space standing up to steep environmental gradients (e.g. 5.2°C to 6.5°C per 1000 m elevation and 6.9°C per 1000 km at 45° N (Northern hemisphere) or S (Southern hemisphere); Colwell et al., 2008). For temperate species, it was evidenced systematic species range shifts towards higher elevation and upstream of basin in response of climate change, with mean shifts in range center of 13.7 m decade⁻¹ and 0.6 km decade⁻¹, respectively (Comte and Grenouillet, 2013).

The uncoupling of β -diversity showed different levels of changes in MDB. There was advantage of turnover on nestedness in the spatial scale for all scenarios, indicating a change of the species range, resulting of the new habitat characteristics imposed by climate. The Northeast region showed nestedness prevalence in the future scenarios of 2050 and in the moderate scenario of 2080, meaning a loss of species more sensitive to the alterations. For the pessimistic scenario of 2080, the turnover was completely dominant. The species distributions are predicted to change according to bioclimatic variables toward high latitudes and altitudes (Cuyckens et al., 2016; Bagchi et al., 2018). Despite of this, a part of community can go in the opposite direction or simply do not change (Lenoir et al., 2010). It can uncouple important species interactions, as population abundance regulation, nutrient cycling and habitat creation, affecting the ecosystem organization and functioning (Chapin et al., 2000).

Besides range changes, range contraction was a remarkable phenomenon in all fish assemblages. The decrease of the distribution area occurs because species present environmental requirements and specific physiological characteristics, which directly influence their adaptative responses to the environment (Ficke et al., 2007). For freshwater fish, these conditions usually involve habitats attributes such as availability of space and food, luminosity, chemical composition, and especially temperature, dissolved oxygen and favorable hydrological conditions (Poff et al., 1997; Bunn and Arthington, 2002; Kennard et al., 2010). When the environment becomes unsuitable the conditions vary beyond tolerable limits for species. The metabolism and individual performance of organisms (especially those ectothermic) are affected, decreasing the intrinsic rate of population growth and leading to extinction scenarios over time (Lopes et al., 2017). In this sense, the more alarming scenario

is for six fish species predicted to loss 100% of environmental suitability by the end of century. Among them is *Bidyanus bidyanus* (silver perch; endemic) considered as vulnerable species by International Union for Conservation of Nature (VU-IUCN), and critically endangered by national red lists in Australia and *Galaxias oliros*, considered rare in South Australia (Lintermans, 2007). Even though the decrease of climatic-environmental suitability and range size does not necessarily imply extinction of the species (see below the importance of physiologic plasticity), it is consensual in conservation biology that decrease of distribution area may lead to its disappearance (Thomas et al., 2004; Ferro et al., 2014), therefore acting as a proxy for local extinctions (Fouquet et al., 2010).

It is important to mention that in front of climate change, the persistence of species in their original ranges will be dependent on the degree of physiological and phenotypic plasticity of species to adjust to suboptimal thermal conditions (Fuller et al., 2010). In this sense, historical-evolutive hypothesis postulates that due to the climatic stability of lower latitudes, tropical species evolve to have narrow thermal tolerances and that due to the climatic instability of high latitudes, temperate species should present broader thermal tolerances (Janzen, 1967; Perez et al., 2016). In turn, tropical species would be more vulnerable to changes in global climate due their narrow thermal niches (Tewksbury et al., 2008; Vasseur et al., 2014). Because the MDB is a temperate basin it would be expected high tolerance of fish species to global warming forces. Nonetheless, we found that for many MDB fish species the upper lethal temperature was lower than future temperature predictions. This confers relevance to our combined model, which portray a more robust distribution area of species within climate change scenario. The fragility of temperate fish facing climate alteration was also pointed out by Comte and Olden (2017b). Evaluating the fish plasticity to upper tolerance temperature, these authors found that the species of higher latitudes showed no greater acclimatization capacity than those living at lower latitudes, interposing to historical-evolutionary hypothesis preconception.

Fish functional richness had its peaks in the same regions of high species richness. It is because there is a positive correlation between taxonomic and functional richness, meaning that the richest areas also hold more functions. This tendency has already noticed in some empirical studies with freshwater fishes (Oliveira et al., 2018), reef fishes (Halpern and Floeter, 2008) and with other animal groups, such as bats (Stevens et al., 2003) and macroinvertebrates (Heino, 2008). Following species richness, functional richness also decreased in the future scenarios.

Highlights that not always the richest areas are those exhibiting the highest values of functional dispersion and uniqueness (most unique combination of traits, less redundant), but FDisp and FUni were coincident, once they are independent of species richness, High FDis values indicate complementary traits forming the communities. The portions of the basin showing the highest values current for functional dispersion and uniqueness (e. g. lower Darling River and extreme North) are the poorer in fish species. If the functional uniqueness is high, then it is more likely that the loss of a given species will have huge effect on ecosystem functioning. This way, the conservation of these areas is equally important to those richest. The future scenarios of stabilization predicted high functional uniqueness in some smaller rivers of northern portion (e.g. Gwydir and Lachan Rivers) but in the scenarios “business-as-usual” mainly the upper Murray River and Murrumbidgee River in the southeastern portion stand out once more, showing the most unique assemblages. Such areas become highly important under a conservation perspective because high values of functional dispersion and uniqueness contribute more to maintain a high level of functional diversity than species having common traits shared by other species (i.e. high functional redundancy) and may actually help to stabilize ecosystem processes as a result of functional niche complementarity (Buisson et al., 2013). Many studies have reported an increasing similarity in the functional structure of communities driven by replacement of specialist by more generalist species, resulting in functional homogenization (Winter et al., 2008; Clavero and Broton, 2010). These less unique assemblages would be more vulnerable to climate change once the species would response in a similar way in face of the disturbances (Hooper et al., 2005).

The decreasing in all functional traits evidenced by our study tends to generate negative effects over ecosystem services which the traits are related with. Different from previous studies evaluating the ichthyofauna in the MDB, in which the authors could identify some species answering better to climate changes (e.g. warm water tolerant species; Balcombe et al., 2011 and Chessman, 2013), no one native species neither traits were favored with the future scenarios. Although we did not measure ecological processes linked to functioning directly, we can make some predictions. Loss or decreasing of fish with large body length, as evidenced here, should compromise biomass and food provisioning, therefore affecting the recreative fishery generating socio-economic impairments. Large fish species of MDB, such as the Murray-cod, Golden perch, Silver perch and Freshwater catfish have

historically provided an important food source for Aboriginal people and European settlers (Trueman, 2011) and at the present MDB supplies recreational and commercial fish industry.

The extirpation or almost extirpation of some traits as catadromous, amphidromous, potamodromous, herbivorous-detritivorous and omnivorous in 2080 in the scenario “business-as-usual” indicates ecosystem undermining. The loss of species traits related to movements between distinct habitats as freshwater and sea imply loss of energy and biomass transference and nutrients transportation between them (Flecker, 1996; Winemiller and Jepsen, 2004). Despite not be extirpated trait in our predictions, the potamodromous fish also suffer a steep decline. Their life-cycle is flow-dependent (Beatty et al., 2014) and the future scenarios forecast that rainfall and runoff will decline in MDB (PMSEIC, 2007; CSIRO, 2008), also affecting their movements. The loss of the trait herbivorous-detritivorous and omnivorous can alter the trophic cascades occurrence, leading to ecosystem alterations, for example, in the primary productivity (Schindler et al., 1997).

In all the analyzed metrics, the southeastern region was predicted as having the highest values in the future scenarios. The lower stretches and the North portion of the MDB were clearly the most affected areas. These strong spatial patterns in the projected results may have important consequences for the design of future management measures for these ecosystems.

The southeast region, which corresponds to the main climate refuge of MDB is already affected by several other contemporary impacts. Anthropogenic alterations to flow (regulation and consumptive use), connectivity disruption (dams and weirs, including Lake Dartmouth, the largest freshwater impoundment in southeastern Australia’s Murray-Darling Basin) and land use (sedimentation) are highly pronounced. Nonetheless such impacts are not restricted to this area. There are approximately 4,000 documented barriers across the MDB, which are many times poorly designed (Lintermans, 2007). Additional concern to conservation of native fish of MDB within climate change scenario is the high number of introduced fishes in the basin. Although some studies have revealed diminishing of invasive potential facing the climate change (Parker-Allie et al., 2009; Liu et al., 2011; Lopes et al., 2017), the opposite view, i. e., that global future climate conditions will exacerbate the threat posed by invasive species has been widespread in the literature (Moyle et al., 2013; Bertelsmeier et al., 2015). In Australia, invasive stream fish of Victorian streams were predicted to experience both contraction (*Salmo trutta* and *Oncorhynchus mykiss*) and expansion (*Gambusia holbrooki* and *Misgurnus anguillicaudatus*) of their ranges (Bond et al., 2011). As a large number of introduced fish species are now occupying MDB, it is possible that its functional

characteristics be favorably selected in the future and that introduced species massively occupy in the future climatic refuge of native species, intensifying biotic interactions as predation and competition. Thus, studies focused on response of introduced species to climate change will be revealing about the additional impacts on native fish fauna.

The MDB basin's native fish assemblage has proved fragile in face of climate change, given the strong range contraction, loss of species and functions. Currently, there is a considerable effort being made in attempting to recompose the basin fish resources. Initiatives such as the Native Fish Strategy for the Murray-Darling Basin (2003-2013) and Murray-Darling Basin Plan (2012-currently), have outlined holistic recovering, rehabilitation and protection of fish habitat, management of riverine structures, fishways, management of non-native fish species, protection of threatened native fish species and management of fish translocations and stocking with major propose of protecting fish resources (MDB Authority, 2017). Further, we advocate that MDB Plan proposes must to move toward a more dynamic criterion taking the climate instability into account. By incorporating future predictions about the distribution of ichthyofauna in conservation plans, the MDB tends to become more resilient to climate changes.

3.5 CONCLUSION

This paper addresses the response of taxonomic and functional diversity of freshwater fish of the Murray-Darling Basin, Australia, in different scenarios of climate change in 2050 and 2080. The addition of the physiological component offer some advantages over the correlative modelling, because it has removed the presence of the species in areas that can present temperatures above the lethal tolerance, since not always the maximum temperature displayed in a grid cell is concomitant with the presence of the species. Our findings reveal serious impacts of future climatic instability on species richness, functional richness, functional dispersion and functional uniqueness for the MDB fish assemblage. The southeastern portion has assumed differential importance by retain the climate refuge function in the middle and the end of the century. Six species are predicted to be extinct, losing the total adequate range in the scenario business as usual in 2080. The basin conservation plans should incorporate the future predictions about the effects of climate instability over ichthyofauna. Public initiatives to make climate refuge protected areas are paramount for the long-term conservation of fish-fauna. The relevancy of Northeast region and low Darling River in harboring functional dispersion and uniqueness also must be take account.

REFERENCES

- Allen G.R., Midgley S.H., Allen, M., 2003. Field Guide to the Freshwater Fishes of Australia. Western Australian Museum, Perth, WA.
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Appl. Ecol.* 43, 1223-1232.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683-693.
- Araújo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22, 43-47.
- Araújo, M.B., Peterson, A.T., 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93, 1527-1539. doi:10.1890/11-1930.1
- Avalos, V.R., Hernández, J., 2015. Projected distribution shifts and protected area coverage of range-restricted Andean birds under climate change. *Glob. Ecol. Conserv.* 4, 459-469.
- Bagchi, R., Hole, D.G., Butchartt, S.H.M., Collingham, Y.C., Fishpool, L. D., Pulmptre, A.J., Owiunji, I., Mugabe, H., Willis, S.G., 2018. Forecasting potential routes for movement of endemic birds among important sites for biodiversity in the Albertine Rift under projected climate change. *Ecography*, 41, 401-413.
- Balcombe, S.R., Sheldon, F., Capon, S.J., Bond, N.R., Hadwen, W.L., Marsh, N., Bernays, S.J., 2011. Climate-change threats to native fish in degraded rivers and floodplains of the Murray-Darling Basin, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 62, 1099-1114.
- Barbet-Massin, M., Jetz, W., 2015. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Glob. Change Biol.* 21, 2917-2928.
- Baselga, A., Leprieur, F., 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 6, 1069-1079.
- Beatty, S.J., Morgan, D.L., Lymbery, A.J., 2014. Implications of climate change for potamodromous fishes. *Glob. Change Biol.* 20, 1794-1807.

Bertelsmeier, C., Luque, G.M., Hoffman, B.D., Courchamp, F., 2015. Worldwide ant invasions under climate change. *Biodivers. Conserv.* 24, 117-128. DOI 10.1007/s10531-014-0794-3

Bishop-Taylor, R., Tulbure, M.G., Broich, M., 2017. Surface-water dynamics and land use influence landscape connectivity across a major dryland region. *Ecol. Appl.* 27, 1124-1137.

Biswas, S.R., Vogt, R.J., Sharma, S., 2017. Projected compositional shifts and loss of ecosystem services in freshwater fish communities under climate change scenarios. *Hydrobiologia* 799, 135-149.

Bond, N., Thomson, J., Reich, P., Stein, J., 2011. Using species distribution models to infer potential climate change-induced range shifts on freshwater fish in south-eastern Australia. *Mar. Freshw. Res.* 62, 1043-1061.

Botkin, D.B., Saxe, H., Araújo, M.B., Betts, R., Bradshaw, R.H.W., Cedhagen, T., Chesson, P., Dawson, T.P., Etterson, J.R., Faith, D.P., Ferrier, S., Guisan, A., Hansen, A.S., Hilbert, D.W., Loehle, C., Margules, C., New, M., Sobel, M.J., Stockwell, D.R. B., 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *BioScience* 57, 227-236.

Buckley, L.B., Urban, M.C., Angilleta, M.J., Crozier, L.G., Rissler, L.J., Sears, M.W., 2010. Can mechanism inform species distribution models? *Ecol. Lett.* 13, 1041-1054.

Buisson, L., Grenouillet, G., Villéger, S., Canal, J., Laffaile, P., 2013. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Glob. Change Biol.* 19, 387-400.

Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manag.* 30, 492-507.

Busby J.R., 1991. BIOCLIM: a bioclimatic analysis and prediction system, in: Margules C.R., Austin M.P. (Eds.), *Conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO Publishing, Melbourne, pp. 64-68.

Cardinale, B.J., Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzing, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B.,

Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.

Carpenter G., Gillison A.N., Winter J., 1993. Domain: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conserv.* 2, 667-680.

Chapin, F.S.III, Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R. L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S. Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.

Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemuller, R., Roy, D.B., Thomas, C.D., 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333, 1024-1026.

Chessman, B. C., 2013. Identifying species at risk from climate change: Traits predict the drought vulnerability of freshwater fishes. *Biological Conservation* 160, 40-49.

Clavero, M., Brotons, L., 2010. Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: accounting for niche multidimensionality. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 684-696. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00544.x

Closs, G., Krkosek, M., Olden, J.D., 2016. *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge University Press, Cambridge.

Colwell, R.K., Brehm, G., Cardelús, C.L., Gilman, A.C., Longino, J.T., 2008. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* 322, 258-261.

Comte, L., Grenouillet, G., 2013. Do stream fish track climate change? Assessing distribution shifts in recent decades. *Ecography* 36, 1236-1246. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00282.x

Comte, L., Olden, J.D., 2017a. Climate vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nat. Clim. Change* 7, 718-722.

Comte, L., Olden, J.D. 2017b. Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. *Glob. Change Biol.* 23, 728-736.

CSIRO, 2008. Water availability in the Murray-Darling Basin. A report to the Australian Government from the CSIRO Murray-Darling Basin Sustainable Yields Project. CSIRO, Canberra.

Cuyckens, G.A.E., Christie, D.A., Domic, A.I., Malizia, L.R., Renison, D., 2016. Climate change and the distribution and conservation of the world's highest elevation woodlands in the South American Altiplano. *Global Planet. Change* 137, 79-87.

Davies, P.E., Harris, J.H., Hillman, T.J., Walker, K.F., 2010. The Sustainable Rivers Audit, assessing river ecosystem health in the Murray–Darling Basin, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 61, 764-777.

Diniz-Filho J.A.F., Bini L.M., Rangel T.F., Loyola R.D., Hof, C., Nogués-Bravo D., Araújo, M.B., 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32, 897-906.

Diniz-Filho, J.A.F., Ferro, V.G., Santos, T., Nobout, J.C., Dobrovolski, R., De Marco-Júnior, P., 2010. The three phases of the ensemble forecasting of niche models: geographic range and shifts in climatically suitable areas of *Utetheisa ornatix* (Lepidoptera, Arctiidae). *Ver. Bras. Entomol.* 54, 339-349.

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345-366.

Ferro, V.G., Lemes, P., Melo, A. S., Loyola, R., 2014. The reduced effectiveness of protected areas under climate change threatens Atlantic forest tiger moths. *PLoS One* 9, e107792.

Ficke, A.D., Myrick, C.A., Hansen, L.J., 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Rev. Fish. Biol. Fisher.* 17, 581-613.

Fielding, A. H., Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.

Flecker, A.S., 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology* 77, 1845-1854.

Fouquet, A., Ficetola, G.F., Haigh, A., Gemmell, N., 2010. Using ecological niche modelling to infer past, present and future environmental suitability for *Leiopelma hochstetteri*, an endangered New Zealand native frog. *Biol. Conserv.* 143, 1375-1384.

Franklin, J., 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge.

Froese R, Pauly D. FishBase. [update 2015 Mar 3; cited] Available from: <http://www.fishbase.org>.

Fuller, R.A., McDonald-Madden, E., Wilson, K.A., Carwardine, J., Grantham, H.S., Watson, J.E.M., Klein, C.J., Green, D.C., Possingham, H.P. Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. *Nature* 466, 365-367.

Gower J.C., 1971. A. general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27, 857-871.

Halpern, B.S., Floeter, S.R., 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 364, 147-156.

Hasumi H., Emori S., 2004. K-1 Coupled GCM (MIROC) Description, K-1 Technical Report No. 1, CCSR, NIES and FRCGC. <http://www.ccsr.u-tokyo.ac.jp/kyosei/hasumi/MIROC/techrepo.pdf> (accessed 08 September 2017).

Heino, J., 2008. Patterns of functional biodiversity and function–environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnol. Oceanogr.* 53, 1446-1455.

Hernandez, P.A., Graham, C. H., Master, L.L., Albert, D. L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 773-785.

Hirzel, A. H, Hausser J., Chessel D., Perrin N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83, 2027-2036.

Hoffman, A.A., Chown, S.L., Clusella-Trullas, S., 2013. Upper thermal limits in terrestrial ectotherms: how constrained are they? *Funct. Ecol.* 27, 934-949.

Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3-35.

Humphries, P., Walker, K., 2013. *Ecology of Australian Freshwater Fishes*. CSIRO Publishing, Collingwood.

Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. IPCC, 2014: Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.)]. Geneva, Switzerland

James, C.S., Reside, A.E., VanDerWal, J., Pearson, R.G., Burrows, D., Capon, S.J., Harwood, T.D., Hodgson, L., Waltham, N.J., 2017. Sink or Swim? Potential for high faunal turnover in Australian rivers under climate change. *J. Biogeogr.* 44, 489-501.

Janzen, D.H., 1967. Why mountain passes are higher in the tropics, *Am. Nat.* 101, 233-249.

Jump, A.S., Mátyás, C., Peñuelas, J., 2009. The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends Ecol. Evol.* 42, 694-701.

Keith, D.A., Akçakaya, H.R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., Phillips, S.J., Regan, H.M., Araújo, M.B., Rebelo, T.G., 2008. Predicting extinctions risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biol. Lett.* 4, 560-563.

Kennard, M.J., Pusey, B.J., Olden, J.D., Mackay, S.J., Stein, J.L., Marsh, N., 2010. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshw. Biol.* 55, 171-193.

Koehn, J.D., Hobday, A.J., Pratchett, M.S., Gillanders, B.M., 2011. Climate change and Australian marine and freshwater environments, fishes and fisheries: synthesis and options for adaptation. *Mar. Freshw. Res.* 62, 1148-1164.

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

Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J.F., Proença, V., Scharlemann, J.P.W., Walpole, M.J., 2010. Biodiversity scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series n° 50.

Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam.

Lemes, P., Melo, A.S., Loyola, R.D. 2014. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodivers. Conserv.* 23, 357-368.

Lenoir, J., Gégout, J-C., Guisan, A., et al., 2010. Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography*, 33, 295-303.

Lenoir, J., Gégout, J-C., Marquet, P.A., de Ruffray, P., Brisse, H., 2008. A significant upward shift in plant species ptimum elevation during the 20th Century. *Science* 320: 1768-1771.

Lintermans, M., 2007. Fishes of the Murray-Darling Basin: an introductory guide. Murray-Darling Basin Authority, Canberra.

Liu, X., Guo, Z., Ke, Z., Wang, S., Li, Y., 2011. Increasing potential risk of a global aquatic invader in Europe in contrast to other continents under future climate change. *PLoS One* 6, e18429.

Lopes, T.M., Bailly, D., Almeida, B.A., Santos, N.C.L., Gimenez, B.C.G., Landgraf, G.O., Sales, P.C.L., Lima-Ribeiro, M.S., Casemiro, F.A.S., Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2017. Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in South America. *PLoS One* 12, e0179684.

Lucas, M., Baras, E., 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, United Kingdom.

Markovic, D., Carrizo, S., Freyhof, J., Cid, N., Lengyel, S., Scholz, M., Kasperdius, H., Darwall, W., 2014. Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs. *Divers. Distrib.* 20, 1097-1107.

McDowall, R.M., 1996. Freshwater Fishes of South-Eastern Australia. Reed Books, Sydney.

- Moritz, C., Patton, J.L., Conroy, C.J., Parra, J.L., White, G.C., Beissinger, S.R., 2008. Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science* 322, 261-264.
- Mormul, R.P., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Bonecker, C.C., Mazzeo, N., 2012. Migratory benthic fishes may induce regime shifts in a tropical floodplain pond. *Freshw. Biol.* 57, 1592-1602.
- Morrill, J.C., Bales, R.C., Conklin, M.H., 2005. Estimating stream temperature from air temperature: implications for future water quality. *J. Environ. Eng.* 131,139-146.
- Morrongiello, J.R, Beatty, S.J., Bennett J.C., Crook, D.A., Ikedife, D.N.E.N., Kennard, M.J., Kerezy, A., Lintermans, M., McNeil, D.G., Pusey, B.J., Rayner, T., 2011. Climate change and its implications for Australia's freshwater fish. *Mar Freshw Res.* 62, 1082-1098.
- Moyle, P.B., Kiernan, J.D., Crain, P.K., Quiñones, R.M., 2013. Climate change vulnerability of native and alien freshwater fishes of California: a systematic assessment approach. *Plos One* 8, e63883.
- Murray-Darling Basin Authority, 2004. Native fish strategy for the Murray-Darling Basin 2003-2013. <https://www.mdba.gov.au/sites/default/files/archived/native-fish/NFS-for-the-MDB-2003-2013.pdf> (accessed 29 January 2018).
- Murray-Darling Basin Authority, 2017. Murray-Darling Basin Plan Evaluation: Native Fish. https://www.mdba.gov.au/sites/default/files/pubs/1041-BPE-2017-report_0.pdf (accessed 29 January 2018).
- Oliveira, A.G., Baumgartner, M.T., Gomes, L.C., Dias, R.M., Agostinho, A.A., 2018. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biol.* <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>.
- Overton, J.M., Stephens, R.T.T., Leathwick, J.R., Lehmann, A., 2002. Information pyramids for informed biodiversity conservation. *Biodivers. Conserv.* 11, 2093-2116.
- Pandit, S.N., Maitland, B.M., Pandit, L.K., Poesch, M.S., Enders, E.C., 2017. Climate change risks, extinction debt, and conservation implications for a threatened freshwater fish: Carmine shiner (*Notropis percobromus*). *Sci. Total Environ.* 598, 1-17.

- Parmesan, C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 37, 637-639.
- Parker-Allie, F., Musil, C.F., Thuiller, W., 2009. Effects of climate warming on the distributions of invasive Eurasian annual grasses: a South African perspective. *Clim. Change* 94, 87-103.
- Perez, T.M., Stroud, J.T., Feeley, K.J., 2016. Thermal trouble in the tropics. *Science* 351, 1392-1393.
- Peterson, A.T., Soberón, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. 2012. *Nat. Conserv.* 10, 102-107.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M.B., 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton.
- Petitpierre, B., Broennimann, O., Kueffer, C., Daehler, C., Guisan, A., 2017. Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26, 275-287.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.*, 190, 231-259.
- Pillar, V.D., Duarte, L.S., Sosinski, E.E., Joner, F., 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *J. Veg. Sci.* 20, 334-348.
- Pittock, J., Finlaysson, C.M., 2011. Australia's Murray-Darling Basin: freshwater ecosystem conservation options in an era of climate change. *Mar. Freshw. Res.* 62, 232-243.
- Pörtner, H.O., Farrell, A.P., 2008. Physiology and climate change. *Science* 322, 690-692.
- Prime Minister's Science, Engineering and Innovation Council (PMSEIC), 2007. *Climate change in Australia: regional impacts and adaptation – managing the risk for Australia*. Report prepared for the Prime Minister's Science, Engineering and Innovation Council, Canberra.

Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Stromberg, J.C., 1997. The natural flow regime - A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47, 769-784. <https://doi.org/10.2307/1313099>

Pusey B.J., Kennard M.J., Arthington A.H., 2004. *Freshwater Fishes of North-Eastern Australia*. CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria.

Rangel, T.F., Loyola, R.D., 2012. Labeling ecological niche models. *Nat. Conserv.* 10, 119-126.

R Core Team, 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Revenga C., Campbell I., Abell R., de Villiers P., Bryer M., 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Proc. R. Soc. B* 360, 397-413.

Ricotta, C., Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B.E.L., Pavoine, S., 2016. Measuring the functional redundancy of biological communities: A quantitative guide. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1386-1395.

Rogers, K., Ralph, T.J., 2010. *Floodplain wetland biota in the Murray-Darling Basin*. CSIRO Publishing, Collingwood.

Schindler, D.E., Eby, L.A., 1997. Stoichiometry of fishes and their prey: implications for nutrient recycling. *Ecology* 78, 1816-1831.

Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* 10, 1115-1123.

Stein, J.L., Hutchinson, M.F., Stein, J.A., 2014. A new stream and nested catchment framework for Australia. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 1917-1933.

Sternberg, D., Kennard, M.J., 2013. Environmental, spatial and phylogenetic determinants of fish life-history and functional composition of Australian rivers. *Fresh. Biol.* 58, 1767-1778.

Stevens, R.D., Cox, S.B., Strauss, R.E., Willig, M.R., 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecol. Lett.* 6, 1099-1108.

Stockwell, D.R.B., Peters, D., 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13, 143-158.

Strayer, D.L., Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 344-358.

Sutherst, R.W., Maywald, G.F., Bourne, A.S., 2007. Including species interactions in risk assessments for global change. *Glob. Change Biol.* 13, 1843-1859.

Telwala, Y., Brook, B.W., Manish, K., Pandit, M.K., 2013. Climate-induced elevational range shifts and increase in plant species richness in a Himalayan biodiversity epicentre. *PLoS One* 8, e57103

Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Deutsch, C.A., 2008. Putting the heat on tropical animals. *Science* 320, 1296-1297.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, L., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarseld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O. L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 102, 8245-8250. DOI:10.1073/pnas.0409902102.

Trueman, W., 2011. True tales of the Trout Cod, Native fish histories of the Murray–Darling Basin. <http://truetales.com.au> (accessed 29 January 2018).

van Vliet, M.T.H., Ludwig, F., Kabat, P. Global streamflow and thermal habitats of freshwater fishes under climate change. 2013. *Clim. Change* 121, 739-754.

Vasseur, D.A., DeLong, J.P., Gilbert, B., Greig, H.S., Harley, C.D.G., McCann, K.S., Savage, V., Tunney, T.D., O'Connor, M.I., 2014. Increased temperature variation poses a greater risk to species than climate warming. *Proc. R. Soc. B* 281, 20132612. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2612>

Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M. J., 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquat. Sci.* 79, 783-801.

Villéger, S., Mason, N.W., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290-2301.

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D. F., Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol. Appl.* 20, 1512-1522.

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116,882-892.

Walker, K.F., 2006. Serial weirs, cumulative effects: The Lower River Murray, Australia, in: Kingsford, R. (Ed.), *The Ecology of Desert Rivers*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 248-279.

Winemiller, K.O., Jepsen, D.B., 2004. Migratory Neotropical fish subsidize food webs of oligotrophic blackwater rivers, in: Polis, G.A., Power, M.E., Huxel, G.R. (Eds.), *Food Webs at the Landscape Level*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 115-132.

Winter, M., Kuehn I, Nentwig W, Klotz S., 2008. Spatial aspects of trait homogenization within the German flora. *J Biogeogr.* 35, 2289–2297.

Whiterod, N.S., 2010. Calibration of a rapid non-lethal method to measure energetic status of a freshwater fish (Murray Cod, *Macchullochella peelii peelii*). *Mar. Freshw. Res.* 61, 527-531.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante das inúmeras diferenças que caracterizam as bacias Paraná-Paraguai e Murray-Darling, uma comparação direta entre as duas seria inadequada mesmo que ambas se localizem no hemisfério sul. Elas possuem clima e origens geológicas diferentes, e sua ictiofauna é demasiadamente distinta, inclusive quanto ao número de espécies. Porém, ao avaliarmos o panorama geral dos resultados encontrados nas duas abordagens investigadas, podemos sintetizar alguns resultados comuns: (i) Há previsão de uma perda acentuada na área de distribuição das espécies e características funcionais; (ii) Há previsão de uma alta proporção de espécies perderem até 100% de sua área climaticamente adequada, com possíveis extinções; (iii) As espécies preditas de serem extintas são aquelas com características especializadas, que ocupam os vértices do espaço funcional multidimensional; (iv) As bacias Paraná-Paraguai e Murray-Darling sofrem com outros impactos antrópicos semelhantes entre si, que podem ter efeitos sinérgicos com as mudanças climáticas. Apesar das limitações que os modelos de distribuição de espécies apresentam, as previsões consenso são um grande avanço para mitigar as limitações dos modelos. Podem ser essenciais, apesar de suas diversas imperfeições, pois ajudam a identificar corredores ecológicos para dispersão, locais de reintrodução e áreas que requerem proteção. O bem estar da sociedade humana também depende da diversidade de organismos usados como alimento, produção de energia e medicamentos. As mudanças climáticas podem romper com esta cadeia que liga biodiversidade, processos ecossistêmicos e bens e serviços, rompendo assim muitos fatores que influenciam a saúde e o bem-estar humano. Com os efeitos dos impactos quantificados em termos probabilísticos é possível planejar e recomendar ações para circunstâncias particulares, até alcançarmos o passo de que sejam implementadas pelos tomadores de decisões.

APÊNDICE A – Tabela S1. Breve descrição das características utilizadas nas análises funcionais.

Característica Funcional	Níveis	Descrição	Referência
Morfométricos	Comprimento máximo (mm)	O maior comprimento entre o ponto mais anterior do corpo (focinho) e o ponto mais posterior (cauda), em uma linha reta.	Graça & Pavanelli, 2007
Posição da Boca	Inferior	Quando a abertura da boca é na porção inferior da cabeça;	Froese & Pauly, 2017
	Subterminal	Quando a abertura da boca é em direção a região inferior da cabeça, logo abaixo do plano transversal que passa no ponto mais anterior da cabeça;	Graça & Pavanelli, 2007
	Terminal	Quando a boca se abre na parte mais anterior da cabeça e os maxilares são iguais;	Froese & Pauly, 2017
	Superior	Quando a boca se abre para cima, com o maxilar inferior mais anterior do que o superior;	Froese & Pauly, 2017
	Bico Tubular	Quando os maxilares superiores e inferiores se estendem em bicos longos Quando a boca apresenta-se ao final do focinho longo e cilíndrico	Lovejoy & Collete, 2003 Ferraris-Jr., 2003
Guilda Trófica	Detritívoros	Espécies que se alimentam predominantemente (>50%) de detrito e sedimento (matéria orgânica particulada em diferentes estágios de decomposição e com partículas minerais presentes)	Nowakowski et al., 2008; Delariva et al., 2013
	Onívoros	Espécies que se alimentam de itens animais (microcrustáceos, insetos e peixes), itens alimentares vegetais (folhas, frutos, sementes e algas) em adição ao detrito, em proporções similares;	Nowakowski et al., 2008
	Insetívoros	Espécies que se alimentam predominantemente de insetos terrestres (Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Isoptera, e Orthoptera)	Delariva et al., 2013
	Zooplânctívoros	Espécies que se alimentam predominantemente de zooplâncton Species that feed predominantly (>50%) on zooplankton or phytoplankton	Delariva et al., 2013
	Piscívoros	Espécies que se alimentam predominantemente de peixes (>50%)	Nowakowski et al., 2008
	Invertívoros	Espécies que se alimentam predominantemente sobre invertebrados aquáticos (>50%)	Delariva et al., 2013
	Herbívoros	Espécies que se alimentam predominantemente de partes de plantas vasculares, como folhas, sementes e frutos (>50%).	Delariva et al., 2013
	Algívoro Hematófago Mucífago	Espécies que se alimentam predominantemente de fitoplâncton e/ou perifíton Espécies parasitas que se alimentam do sangue de outros peixes Espécies que se alimentam predominantemente do muco do tegumento de outros	Almirón et al., 2015

		peixes	
	Malacófago	Espécies que se alimentam predominantemente de moluscos	
	Lepidófagos	Espécies que se alimentam predominantemente de escamas de outros peixes	
	Oófago	Espécies que se alimentam exclusivamente da massa de ovos de outras espécies	Almirón et al., 2015
Comportamento reprodutivo	Fecundação Interna	Espécies nas quais o macho possui um órgão intermitente para depositar o esperma no interior da fêmea, diretamente no ovário, ou em uma estrutura ou área reservatória de esperma. Podem exibir cortejo e copulação.	Miller & Kendall, 2009
	Cuidado Parental	Espécies nas quais os pais interagem com a prole em uma variedade de modos que maximizam o desenvolvimento e a sobrevivência inicial (desde a deposição dos ovos em um substrato selecionado até a completa proteção da massa de ovos e dos jovens; construção de ninhos, limpeza de ninhos, aeração.	Miller & Kendall, 2009; Huntingford et al., 2012
	Migrador	Espécies que realizam longas migrações reprodutivas, acima de 100 km.	Agostinho et al., 2003
Uso de habitat	Bentopelágico	Vivem e se alimentam tanto no fundo quanto na coluna d'água.	Froese & Pauly, 2017
	Pelágico	Vivem e se alimentam na superfície ou em médias profundidades; nadam livremente em águas abertas.	Froese & Pauly, 2017
	Demersal	Vivem e se alimentam na parte inferior (fundo) dos corpos aquáticos.	Froese & Pauly, 2017
	Parasita	Espécies que vivem dentro ou sobre outros organismos causando-lhe danos.	Froese & Pauly, 2017

Fonte: Oliveira, Anielly Galego, 2018.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Suzuki, H. I. & Júlio Júnior, H. F. (2003) Migratory fish from the upper Paraná River basin, Brazil. In: Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status (Eds. J. Carosfeld, B. Harvey, C. Ross, A. Baer). pp. 19-99. Victoria, World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Center.
- Almirón, A., Casciotta, J., Ciotek, L., & Giorgis, P. (2015). Guia de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales, 300 p.
- Delariva, R. L., Hahn, N. S. & Kashiwaqui, E. A. L. (2013). Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, 11,891-904.

- Ferraris-Jr., C. J. (2003). Family Rhamphichthyidae. In: Check list of freshwater fish of South and Central America. (Eds. R. E. Reis, S. O. Kullander, C. J. Ferraris Jr). pp. 492-493 Porto Alegre, Edipucrs .
- Fleming, I. A. & Huntingford, F. (2012). Reproductive Behavior. In: Aquaculture and Behavior. (Eds. F. Huntingford, M. Jobling & S. Kadri) pp. 286-314. Chichester, Wiley-Blackwell.
- Froese, R. & Pauly, D. (Eds.). 2017. FishBase. World Wide Web Electronic Publication. Available from: <http://www.fishbase.org> (Date of access – 23th June 2017).
- Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. (2007). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, EDUEM.
- Lovejoy, N. R. & Coletti, B. B. Family Belonidae. In: Check list of freshwater fish of South and Central America. (Eds. R. E. Reis, S. O. Kullander, C. J. Ferraris Jr). pp. 492-493 Porto Alegre, Edipucrs .
- Miller, B. S. & Kendall, A. W. (2009). Fish Reproduction. In: Early Life History of Marine Fishes. Pp. 9-38. Oakland, University of California Press.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S. & Fugi, R. (2008). Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. Neotropical Ichthyology, 6, 567-576.

APÊNDICE B - Tabela S2. Características de história de vida e morfometria das espécies de peixes da bacia Paraná-Paraguai. Dieta: Pis = Piscívoros, Ins = Insetívoros, Inv = Invertívoros, Her = Herbívoros, Omn = Onívoros, Zoo = Zooplantívoros, Det = Detritívoros. Habitat: B = Bentopelágico, P = Pelágico, D = Demersal, PA= Parasita. Comprimento máximo = Ltm. Posição da boca: Inf = Inferior, Ter = Terminal, Sub = Subterminal, Sup = Superior. Bic=Bico, Tub= Tubular. Migrações: 1= Espécies migradoras de longa distância, 0 = Espécies que não realizam longas migrações reprodutivas. Cuidado parental: 1 = Presença de cuidado com a prole, 0 = Ausência de cuidado com a prole. Fecundação Interna: 1 = Apresenta fecundação interna, 0 = Fecundação externa. RD= Referências à dieta; RM= Referências à migração; RCP= Referências ao cuidado parental; RFI= Referências à Fecundação Interna; RH= Referências ao habitat.

ESPÉCIE	AUTOR	ORDEM	FAMÍLIA	DIETA	RD	MIGRADOR	RM	CUIDADO PARENTAL	RCP	FEC. INTERNA	RFI	HABITAT	RH	POSIÇÃO DA BOCA	COMPRIMENTO (mm)
<i>Abramites hypselonotus</i>	Günther, 1868	Characiformes	Anostomidae	Omn	108	0		0		0		P	108	Ter	140
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	(Lütken, 1875)	Characiformes	Acestrorhynchidae	Pis	168	0		0		0		B	108	Ter	420
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Menezes, 1992	Characiformes	Acestrorhynchidae	Pis	56, 183	0		0		0		B	108	Ter	232
<i>Aequidens plaggiozonatus</i>	Kullander, 1984	Cichliformes	Cichlidae	Omn	81	0		1	81	0		B	108	Ter	103
<i>Ageneiosus inermis</i>	(Linnaeus, 1766)	Siluriformes	Auchenipteridae	Pis	130	0		1	5, 150	1	5, 150	P	108	Ter	600
<i>Ageneiosus militaris</i>	Valenciennes, 1835	Siluriformes	Auchenipteridae	Pis	130	0		1	5	1	5	P	108	Ter	381
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	Castelnau, 1855	Siluriformes	Auchenipteridae	Pis	131	0		1	272, 285	1	272, 285	P	108	Ter	365
<i>Amaralia hypsiura</i>	Kner, 1855	Siluriformes	Aspredinidae	Oof	107	0		0		0		D	108	Ter	133
<i>Anadoras weddellii</i>	Castelnau, 1855	Siluriformes	Doradidae	Omn	81	0		0		0		D	108	Ter	150
<i>Ancistrus abilhoai</i>	Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0		1	235	0		B	108	Inf	106
<i>Ancistrus agostinhoi</i>	Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0		1	235	0		B	108	Inf	96

<i>Ancistrus cirrhosus</i>	Valenciennes, 1836	Siluriformes	Loricariidae	Alg	51, 108	0	1	235	0	D	108	Inf	89
<i>Ancistrus cuiabae</i>	Knaack, 1999	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	235	0	D	108	Inf	115
<i>Ancistrus dubius</i>	Eigenmann & Eigenmann, 1889	Siluriformes	Loricariidae	Det	48	0	1	235	0	D	108	Inf	126
<i>Ancistrus mullerae</i>	Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009	Siluriformes	Loricariidae	Det	195	0	1	235	0	B	108	Inf	125
<i>Ancistrus pirareta</i>	Muller, 1989	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	235	0	D	108	Inf	156
<i>Ancistrus piriformis</i>	Muller, 1989	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	235	0	D	108	Inf	83
<i>Apareiodon affinis</i>	(Steindachner 1879)	Characiformes	Parodontidae	Det	131	0	0	0	0	B	108	Inf	156
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Amaral Campos 1944	Characiformes	Parodontidae	Det	126	0	0	0	0	B	108	Inf	113
<i>Apareiodon piracicabae</i>	(Eigenmann 1907)	Characiformes	Parodontidae	Det	169	0	0	0	0	B	108	Inf	120
<i>Apareiodon vittatus</i>	Garavello 1977	Characiformes	Parodontidae	Det	128	0	0	0	0	B	108	Inf	89
<i>Apareiodon vladii</i>	Pavanelli 2006	Characiformes	Parodontidae	Det	125	0	0	0	0	B	108	Inf	113
<i>Aphyocharax alburnus</i>	Günther, 1869	Characiformes	Characidae	Zoo	203	0	0	0	0	B	108	Ter	80
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Eigenmann & Kennedy, 1903	Characiformes	Characidae	Inv	133	0	0	0	0	B	108	Ter	66
<i>Aphyocharax dentatus</i>	Eigenmann & Kennedy, 1903	Characiformes	Characidae	Omn	50	0	0	0	0	B	108	Ter	60
<i>Aphyocharax nattereri</i>	Steindachner, 1882	Characiformes	Characidae	Ins	81	0	0	0	0	B	108	Ter	31
<i>Aphyocharax rathbuni</i>	Eigenmann , 1907	Characiformes	Characidae	Omn	137	0	0	0	0	B	108	Ter	27
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i>	Eigenmann , 1915	Characiformes	Characidae	Omn	89	0	0	0	0	B	108	Ter	48
<i>Apistogramma borellii</i>	Regan, 1906	Cichliformes	Cichlidae	Ins	81	0	1	108	0	B	108	Ter	39
<i>Apistogramma commbrae</i>	(Regan, 1906)	Cichliformes	Cichlidae	Inv	111, 112, 113	0	1	108	0	B	108	Ter	50
<i>Apistogramma trifasciata</i>	Eigenmann & Kennedy, 1903	Cichliformes	Cichlidae	Zoo	81	0	1	108	0	B	108	Ter	38

<i>Apteronotus albifrons</i>	(Linnaeus 1766)	Gymnotiformes	Apteronotidae	Inv	128	0	0	0	B	108	Ter	360	
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>	de Santana, 2003	Gymnotiformes	Apteronotidae	Inv	111, 112, 113, 174	0	0	0	B	108	Ter	290	
<i>Apteronotus ellisi</i>	(Alonso de Arámburu, 1957)	Gymnotiformes	Apteronotidae	Inv	111, 112, 113	0	0	0	B	108	Ter	280	
<i>Apteronotus brasiliensis</i>	Reinhardt, 1852	Gymnotiformes	Apteronotidae	Omn	*	0	0	0	B	108	Ter	505	
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Nijssen & Isbrücker, 1976	Siluriformes	Callichthyidae	Ins	67	0	1	234	0	B	108	Sub	38
<i>Astronotus crassipinnis</i>	(Heckel, 1840)	Cichliformes	Cichlidae	Pis	6	0	1	273	0	B	108	Ter	323
<i>Astyanax abramis</i>	Jenyns, 1842	Characiformes	Characidae	Omn/Ins	34	0	0	0	B	108	Ter	140	
<i>Astyanax alleni</i>	(Eigenmann & McAtee 1907)	Characiformes	Characidae	Omn	81	0	0	0	P	108	Ter	64	
<i>Astyanax bifasciatus</i>	Garavello & Sampaio 2010	Characiformes	Characidae	Her	184	0	0	0	P	184	Ter	129	
<i>Astyanax biotae</i>	Castro & Vari, 2004	Characiformes	Characidae	Zoo	AGO**	0	0	0	B	108	Ter	52	
<i>Astyanax bockmanni</i>	Vari & Castro 2007	Characiformes	Characidae	Omn	126	0	0	0	B	108	Ter	70	
<i>Astyanax dissimilis</i>	Garavello & Sampaio 2010	Characiformes	Characidae	Her	127	0	0	0	B	108	Ter	136	
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	Cope, 1894	Characiformes	Characidae	Her	38	0	0	0	B	108	Ter	144	
<i>Astyanax erythropterus</i>	Holmberg, 1891	Characiformes	Characidae	Omn	*	0	0	0	B	108	Ter	96	
<i>Astyanax fasciatus</i>	(Cuvier, 1819)	Characiformes	Characidae	Omn	182	0	0	0	B	108	Ter	125	
<i>Astyanax gymmodontus</i>	(Eigenmann 1911)	Characiformes	Characidae	Ins	184	0	0	0	P	184	Ter	170	
<i>Astyanax gymnogonys</i>	Eigenmann 1911	Characiformes	Characidae	Inv	127	0	0	0	B	108	Ter	115	
<i>Astyanax jordanensis</i>	Vera Alcaraz, Pavanelli & Bertaco, 2009	Characiformes	Characidae	Omn	108	0	0	0	B	108	Ter	76	
<i>Astyanax lacustris</i>	(Lütken 1875)	Characiformes	Characidae	Ins	210	0	0	0	P	275	Ter	135	
<i>Astyanax lineatus</i>	Perugia, 1891	Characiformes	Characidae	Omn	87	0	0	0	B	108	Ter	120	

<i>Astyanax marionae</i>	Eigenmann , 1911	Characiformes	Characidae	Ins	55	0	0	0	B	108	Ter	60		
<i>Astyanax minor</i>	Garavello & Sampaio 2010	Characiformes	Characidae	Det	184	0	0	0	B	184	Ter	108		
<i>Astyanax paranae</i>	Eigenmann, 1914	Characiformes	Characidae	Ins	182	0	0	0	B	108	Ter	93		
<i>Astyanax pellegrini</i>	Eigenmann, 1907	Characiformes	Characidae	Omn	74	0	0	0	B	108	Ter	80		
<i>Astyanax schubarti</i>	Britski, 1964	Characiformes	Characidae	Her	131	0	0	0	B	108	Ter	108		
<i>Astyanax serratus</i>	Garavello & Sampaio 2010	Characiformes	Characidae	Omn	126	0	0	0	B	108	Ter	120		
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	Boulenger, 1895	Siluriformes	Auchenipteridae	Her	81	0	1	81	1	143	B	108	Ter	202
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	(Miranda Ribeiro, 1918)	Siluriformes	Auchenipteridae	Ins	268	0	1	272, 285	1	272, 286	B	108	Ter	338
<i>Australoheros facetus</i>	Jenyns, 1842	Cichliformes	Cichlidae	Inv	14	0	1	14	0		B	108	Ter	193
<i>Australoheros guarani</i>	Řičan & Kullander, 2008	Cichliformes	Cichlidae	Inv	206	0	1	36	0		B	108	Ter	129
<i>Australoheros kaaygua</i>	Casciotta, Almirón & Gómez, 2006	Cichliformes	Cichlidae	Inv	206	0	1	36	0		B	108	Ter	94
<i>Austrolebias bellottii</i>	Steindachner, 1881	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Ins	108	0	0	0	0		B	108	Sup	70
<i>Austrolebias monstrosus</i>	Huber, 1995	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Ins	*	0	0	0	0		B	108	Sup	150
<i>Austrolebias vanderbergi</i>	Huber, 1995	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Ins	185	0	0	0	0		B	108	Sup	90
<i>Bergiaria westermanni</i>	Lütken, 1874	Siluriformes	Pimelodidae	Det	16	0	0	0	0		D	108	Sub	197
<i>Brachychalcinus retrospina</i>	Boulenger , 1892	Characiformes	Characidae	Her	76	0	0	0	0		B	108	Ter	69
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	Steindachner, 1868	Gymnotiformes	Hypopomidae	Omn	213	0	0	0	0		B	108	Ter	420
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>	Giora, Malabarba, 2009	Gymnotiformes	Hypopomidae	Ins	118	0	0	0	0		B	108	Ter	160
<i>Brycon hilarii</i>	(Valenciennes, 1850)	Characiformes	Bryconidae	Her	228	1	238	0	0		B	108	Ter	302
<i>Brycon nattereri</i>	Günther , 1864	Characiformes	Bryconidae	Omn	169	0	0	0	0		B	108	Ter	290

<i>Brycon orbignyanus</i>	(Valenciennes, 1850)	Characiformes	Bryconidae	Her	182	1	273	0	0	B	108	Ter	620
<i>Bryconamericus exodon</i>	Eigenmann, 1907	Characiformes	Characidae	Ins	199	0	0	0	0	B	108	Ter	62
<i>Bryconamericus iheringii</i>	(Boulenger 1887)	Characiformes	Characidae	Det	204	0	0	0	0	B	108	Sub	114
<i>Bryconamericus ikaa</i>	Casciotta, Almirón & Azpelicueta 2004	Characiformes	Characidae	Ins	126	0	0	0	0	B	68	Sub	60
<i>Bryconamericus pyahu</i>	Azpelicueta, Casciotta & Almirón 2003	Characiformes	Characidae	Ins	126	0	0	0	0	B	108	Sub	51
<i>Bryconamericus turiuba</i>	Langeani, Lucena, Pedrini & Tarelho-	Characiformes	Characidae	Ins	96	0	0	0	0	B	108	Ter	61
<i>Bryconops melanurus</i>	Bloch, 1794	Characiformes	Iguanodectidae	Ins	108	0	0	0	0	B	108	Ter	120
<i>Bujurquina vittata</i>	Heckel, 1840	Cichliformes	Cichlidae	Omn	72	0	1	108	0	B	108	Ter	90
<i>Bunocephalus doriae</i>	Boulenger, 1902	Siluriformes	Aspredinidae	Inv	108	0	1	51, 159	0	D	108	Sub	83
<i>Bunocephalus larai</i>	Ihering, 1930	Siluriformes	Aspredinidae	Omn	181	0	1	0	0	D	108	Sub	56
<i>Callichthys callichthys</i>	(Linnaeus, 1758)	Siluriformes	Callichthyidae	Inv	131	0	1	273	0	D	108	Ter	240
<i>Catathyridium jenynsii</i>	(Günther, 1862)	Pleuronectiformes	Achiridae	Pis	131, 152	0	0	0	0	D	108	Ter	270
<i>Cetopsis gobioides</i>	Kner 1858	Siluriformes	Cetopsidae	Pis	49	0	0	0	0	D	284	Ter	109
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Schubart & Gomes 1959	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	169	0	0	0	0	D	171	Ter	111
<i>Chaetobranchopsis australis</i>	Eigenmann & Ward, 1907	Cichliformes	Cichlidae	Zoo	200	0	1	147	0	B	108	Ter	120
<i>Characidium borellii</i>	Boulenger, 1895	Characiformes	Crenuchidae	Omn	179	0	0	0	0	B	108	Ter	66
<i>Characidium fasciatum</i>	Reinhardt, 1867	Characiformes	Crenuchidae	Ins	79	0	0	0	0	B	108	Ter	67
<i>Characidium gomesi</i>	Travassos, 1956	Characiformes	Crenuchidae	Inv	214	0	0	0	0	B	108	Ter	65
<i>Characidium heirmostigmata</i>	da Graça & Pavanelli 2008	Characiformes	Crenuchidae	Inv	*	0	0	0	0	B	108	Ter	54
<i>Characidium lagosantense</i>	Travassos, 1947	Characiformes	Crenuchidae	Inv	75	0	0	0	0	B	108	Ter	41

<i>Characidium laterale</i>	(Boulenger 1895)	Characiformes	Crenuchidae	Omn	179	0	0	0	B	108	Ter	28	
<i>Characidium nupelia</i>	da Graça, Pavanelli & Buckup, 2008	Characiformes	Crenuchidae	Omn	179	0	0	0	B	108	Ter	32	
<i>Characidium rachovii</i>	Regan , 1913	Characiformes	Crenuchidae	Inv	35	0	0	0	B	108	Ter	43	
<i>Characidium schubarti</i>	Travassos, 1955	Characiformes	Crenuchidae	Ins	77	0	0	0	B	108	Ter	51	
<i>Characidium xanthopteron</i>	Silveira, Langeani, da Graça, Pavanelli & Buckup 2008.	Characiformes	Crenuchidae	Det	247	0	0	0	B	108	Ter	47	
<i>Characidium zebra</i>	Eigenmann, 1909	Characiformes	Crenuchidae	Inv	112, 120	0	0	0	B	108	Sub	70	
<i>Charax gibbosus</i>	Linnaeus 1758	Characiformes	Characidae	Omn	108	0	0	0	B	108	Ter	144	
<i>Charax leticiae</i>	Lucena 1987	Characiformes	Characidae	Ins	81	0	0	0	B	108	Ter	100	
<i>Charax stenopterus</i>	Cope 1894	Characiformes	Characidae	Pis/Ins	4	0	0	0	B	108	Ter	94	
<i>Cheirodon stenodon</i>	Eigenmann 1915	Characiformes	Characidae	Her	131	0	0	0	B	108	Ter	33	
<i>Cichlasoma dimerus</i>	Heckel 1840	Cichliformes	Cichlidae	Omn	197	0	1	287	0	B	108	Ter	117
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Kullander, 1983	Cichliformes	Cichlidae	Pis	169	0	1	273	0	B	108	Ter	171
<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	Pearson 1924	Characiformes	Triporthidae	Zoo	81	0	0	0	P	108	Ter	80	
<i>Cnesterodon carnegiei</i>	Haseman 1911	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Zoo	*	0	1	1	14	B	108	Ter	35
<i>Cnesterodon hypselurus</i>	Lucinda & Garavello 2001	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Zoo	*	0	1	1	14	B	108	Sup	30
<i>Corumbataia britskii</i>	Ferreira & Ribeiro 2007	Siluriformes	Loricariidae	Alg	108	0	1	261	0	D	108	Inf	27
<i>Corumbataia cuestae</i>	Britski 1997	Siluriformes	Loricariidae	Det/Alg	266	0	1	261	0	B	108	Inf	33
<i>Corydoras aeneus</i>	(Gill, 1858)	Siluriformes	Callichthyidae	Inv	65	0	1	51, 159	0	B	108	Inf	83
<i>Corydoras aurofrenatus</i>	Eigenmann & Kennedy 1903	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	140	0	1	223	0	D	108	Inf	55
<i>Corydoras britskii</i>	Nijssen & Isbrücker 1983	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	140	0	1	223	0	D	108	Inf	88

<i>Corydoras carlae</i>	Nijssen & Isbrücker 1983	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	140	0	1	223	0	D	108	Inf	53
<i>Corydoras diffluviatilis</i>	Britto & Castro 2002	Siluriformes	Callichthyidae	Det/Al g/Ins	108	0	1	223	0	D	108	Sub	47
<i>Corydoras ehrhardti</i>	Steindachner 1910	Siluriformes	Callichthyidae	Ins	126	0	1	223	0	B	223	Sub	47
<i>Corydoras ellisae</i>	Gosline 1940	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	24	0	1	223	0	D	108	Sub	50
<i>Corydoras flaveolus</i>	Ihering 1911	Siluriformes	Callichthyidae	Zoo	266	0	1	223	0	D	108	Sub	38
<i>Corydoras hastatus</i>	Eigenmann & Eigenmann 1888	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	81	0	1	223	0	D	108	Sub	24
<i>Corydoras latus</i>	Pearson 1924	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	24	0	1	223	0	D	108	Sub	52
<i>Corydoras paleatus</i>	(Jenyns 1842)	Siluriformes	Callichthyidae	Inv	126	0	1	223	0	B	223	Inf	69
<i>Corydoras polystictus</i>	Regan 1912	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	81	0	1	223	0	D	108	Sub	35
<i>Corydoras splendens</i>	Castelnau 1855	Siluriformes	Callichthyidae	Zoo	108	0	1	223	0	D	108	Sub	61
<i>Creagrutus meridionalis</i>	Vari & Harold 2001	Characiformes	Characidae	Inv	*	0	0		0	B	108	Sub	62
<i>Creagrutus paraguayensis</i>	Mahnert & Géry 1988	Characiformes	Characidae	Inv	*	0	0		0	B	108	Ter	58
<i>Creagrutus varii</i>	Ribeiro, Benine & Figueiredo 2004	Characiformes	Characidae	Inv	*	0	0		0	B	108	Ter	42
<i>Crenicichla britskii</i>	Kullander, 1982	Cichliformes	Cichlidae	Ins	117	0	1	273	0	B	108	Ter	195
<i>Crenicichla haroldoi</i>	Luengo & Britski, 1974	Cichliformes	Cichlidae	Ins	128	0	1	273	0	B	108	Ter	215
<i>Crenicichla iguassuensis</i>	Haseman 1911	Cichliformes	Cichlidae	Pis	126	0	1	36	0	B	108	Ter	140
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	Haseman, 1911	Cichliformes	Cichlidae	Pis	52, 53	0	1	147	0	B	108	Ter	148
<i>Crenicichla jupiaensis</i>	Britski & Luengo 1968	Cichliformes	Cichlidae	Pis	52, 53	0	1	36	0	B	124	Ter	93
<i>Crenicichla lacustris</i>	Castelnau 1855	Cichliformes	Cichlidae	Pis/Inv /Ins	*	0	1	147	0	B	108	Ter	352
<i>Crenicichla lepidota</i>	Heckel 1840	Cichliformes	Cichlidae	Pis/Ins	81	0	1	81	0	B	108	Ter	180

<i>Crenicichla mandelburgeri</i>	Kullander 2009	Cichliformes	Cichlidae	Pis/Inv /Ins	* 128	0	1	147	0	P	108	Ter	208
<i>Crenicichla niederleinii</i>	(Holmberg, 1891)	Cichliformes	Cichlidae	Ins		0	1	147	0	B	108	Ter	195
<i>Crenicichla semifasciata</i>	Heckel 1840	Cichliformes	Cichlidae	Pis/Inv /Ins	* 81	0	1	108	0	B	108	Ter	177
<i>Crenicichla tesay</i>	Casciotta & Almirón 2009	Cichliformes	Cichlidae	Pis/Inv /Ins	* 81	0	1	147	0	B	108	Ter	115
<i>Crenicichla vittata</i>	Heckel 1840	Cichliformes	Cichlidae	Pis/Ins		0	1	81	0	B	108	Ter	260
<i>Curculionichthys insperatus</i>	(Britski & Garavello 2003)	Siluriformes	Loricariidae	Alg	100	0	1		0	D	108	Inf	30
<i>Curimatella dorsalis</i>	Eigenmann & Eigenmann 1889	Characiformes	Curimatidae	Det	13	0	0		0	B	108	Ter	149
<i>Curimatopsis myersi</i>	Vari 1982	Characiformes	Curimatidae	Det	81	0	0		0	B	108	Ter	44
<i>Cynopotamus argenteus</i>	Valenciennes 1837	Characiformes	Characidae	Pis	14	0	0		0	B	108	Sup	240
<i>Cynopotamus kincaidi</i>	Schultz 1950	Characiformes	Characidae	Pis/Inv	172	1	245	0	0	B	108	Sup	258
<i>Cyphocharax gilbert</i>	Quoy & Gaimard 1824	Characiformes	Curimatidae	Det	180	0	0		0	B	108	Ter	242
<i>Cyphocharax gillii</i>	Eigenmann & Kennedy 1903	Characiformes	Curimatidae	Alg	108	0	0		0	B	108	Ter	100
<i>Cyphocharax modestus</i>	(Fernández-Yépez, 1948)	Characiformes	Curimatidae	Det	182, 210	0	0		0	B	108	Ter	215
<i>Cyphocharax nagelii</i>	(Steindachner, 1881)	Characiformes	Curimatidae	Det	182	0	0		0	B	108	Ter	205
<i>Cyphocharax platanus</i>	Günther 1880	Characiformes	Curimatidae	Det	14	0	0		0	B	108	Ter	134
<i>Cyphocharax saladensis</i>	Meinken 1933	Characiformes	Curimatidae	Det	14	0	0		0	B	108	Ter	98
<i>Cyphocharax spilodus</i>	Vari 1987	Characiformes	Curimatidae	Det	14	0	0		0	B	108	Ter	104
<i>Cyphocharax vanderi</i>	Britski 1980	Characiformes	Curimatidae	Det	180	0	0		0	B	108	Ter	68
<i>Eigenmannia trilineata</i>	López & Castello, 1966	Gymnotiformes	Sternopygidae	Ins	131	0	0		0	B	108	Ter	305
<i>Eigenmannia virescens</i>	(Valenciennes, 1836)	Gymnotiformes	Sternopygidae	Ins	182	0	0		0	B	108	Sub	384

<i>Engraulisoma taeniatum</i>	Castro 1981	Characiformes	Triportheidae	Inv/Ins	215	0	0	0	P	108	ter	42		
<i>Entomocorus benjamini</i>	Eigenmann 1917	Siluriformes	Auchenipteridae	Zoo	81	0	1	1	95	D	108	Ter	70	
<i>Entomocorus radius</i>	Reis & Borges 2006	Siluriformes	Auchenipteridae	Zoo	108	0	1	1	95	P	108	Ter	53	
<i>Epapterus dispilurus</i>	Cope 1878	Siluriformes	Auchenipteridae	Pis	108	0	1	1	95	D	108	Ter	154	
<i>Erythrinus erythrinus</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	Characiformes	Erythrinidae	Pis	125	0	1	273	0	B	108	Ter	246	
<i>Farlowella hahni</i>	Meinken, 1937	Siluriformes	Loricariidae	Alg	2	0	1	50, 159	0	D	108	Inf	162	
<i>Farlowella paraguayensis</i>	Retzer & Page 1997	Siluriformes	Loricariidae	Det	215	0	1	0	0	D	108	Inf	175	
<i>Galeocharax gulo</i>	(Cope 1870)	Characiformes	Characidae	Pis	119	0	0	0	0	B	108	Ter	220	
<i>Galeocharax humeralis</i>	Valenciennes 1834	Characiformes	Characidae	Pis/Inv	199	0	0	0	0	B	108	Ter	305	
<i>Gasteropelecus sternicla</i>	Linnaeus 1758	Characiformes	Gasteropelecidae	Inv	194	0	0	0	0	P	108	sup	38	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	(Quoy & Gaimard 1824)	Cichliformes	Cichlidae	Omn	1	0	1	120	0	B	108	ter	280	
<i>Geophagus sveni</i>	Lucinda, Lucena & Assis, 2010	Cichliformes	Cichlidae	Det	189	0	1	120	0	B	108	Ter	260	
<i>Glanidium cesarpintoi</i>	Ihering 1928	Siluriformes	Auchenipteridae	Inv	85	0	1	1	273	D	108	Ter	96	
<i>Glanidium ribeiroi</i>	Haseman 1911	Siluriformes	Auchenipteridae	Omn	127	0	1	270	1	273	P	95	Ter	193
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i>	Boulenger 1895	Characiformes	Characidae	Omn	81	0	0	0	0	P	108	Ter	75	
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	Perugia 1891	Cichliformes	Cichlidae	Inv	81	0	1	81	0	B	301	Ter	120	
<i>Gymnogeophagus caaguazuensis</i>	Staeck 2006	Cichliformes	Cichlidae	Omn	249	0	1	108	0	B	108	Ter	86	
<i>Gymnogeophagus setequedas</i>	Reis, Malabarba & Pavanelli 1992	Cichliformes	Cichlidae	Omn	249	0	1	270	0	B	224	Ter	98	
<i>Gymnorhamphichthys britskii</i>	Carvalho, Ramos & Albert, 2011	Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	Inv	278	0	1	108	0	B	108	Ter	180	
<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i>	Ellis 1912	Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	Inv	285	0	1	0	0	B	108	Tubular	215	

<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	(Valenciennes, 1839)	Gymnotiformes	Gymnotidae	Ins	6	0	1	50	0	B	108	Sup	920
<i>Gymnotus pantanal</i>	Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes,	Gymnotiformes	Gymnotidae	Ins	6	0	1		0	D	108	Sup	206
<i>Gymnotus paraguensis</i>	Albert & Crampton, 2003	Gymnotiformes	Gymnotidae	Ins	6	0	1		0	B	108	Sup	795
<i>Gymnotus sylvius</i>	Albert & Fernandes- Matioli, 1999	Gymnotiformes	Gymnotidae	Inv	99	0	1		0	B	108	Sup	730
<i>Hasemania hanseni</i>	Fowler 1949	Characiformes	Characidae	Omn	247	0	0		0	P	108	ter	33
<i>Hemigrammus lunatus</i>	Durbin 1918	Characiformes	Characidae	Zoo	81	0	0		0	D	108	Ter	48
<i>Hemigrammus mahnerti</i>	Uj & Géry 1989	Characiformes	Characidae	Alg	263	0	0		0	B	108	ter	28
<i>Hemigrammus ora</i>	Zarske, Le Bail & Géry 2006	Characiformes	Characidae	Pis	247	0	0		0	P	176	Ter	38
<i>Hemigrammus parana</i>	Marinho, Carvalho, Langeani & Tatsumi	Characiformes	Characidae	Pis	199	0	0		0	B	40	Ter	31
<i>Hemigrammus tridens</i>	Eigenmann, 1907	Characiformes	Characidae	Inv	205	0	0		0	B	108	Ter	20
<i>Hemigrammus ulreyi</i>	Boulenger, 1895	Characiformes	Characidae	Zoo	74, 285	0	0		0	B	108	ter	44
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>	Kner, 1853	Siluriformes	Loricariidae	Inv	138	0	1	108	0	D	108	Inf	134
<i>Hemiodus orthonops</i>	Eigenmann & Kennedy, 1903	Characiformes	Hemiodontidae	Det	9	0	0		0	B	108	Sub	345
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	Kner, 1858	Characiformes	Hemiodontidae	Det/He r	74, 285	0	1	108	0	B	108	sub	200
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	(Valenciennes, 1840)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	131	1	302	0	0	D	108	Ter	670
<i>Heptapterus mustelinus</i>	(Valenciennes 1835)	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	155	0	0		0	D	187	Ter	209
<i>Hisonotus depressicauda</i>	Miranda Ribeiro, 1918	Siluriformes	Loricariidae	Alg/He r	75	0	0		0	B	108	Inf	50
<i>Hisonotus depressinotus</i>	Miranda Ribeiro, 1918	Siluriformes	Loricariidae	Alg/He r	102	0	0		0	B	108	Inf	30
<i>Hisonotus francirochai</i>	Ihering, 1928	Siluriformes	Loricariidae	Her	136	0	0		0	B	108	Inf	36
<i>Hisonotus maculipinnis</i>	Regan, 1912	Siluriformes	Loricariidae	Det	14	0	0		0	B	108	Inf	40

<i>Homodiaetus anisitsi</i>	Eigenmann & Ward, 1907	Siluriformes	Trichomycteridae	Muc	14	0	0	0	D	108	Ter	49	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	(Spix & Agassiz, 1829)	Characiformes	Erythrinidae	Pis	182	0	1	273	0	P	108	Ter	315
<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch, 1794)	Characiformes	Erythrinidae	Pis	168	0	1	295	0	B	108	Ter	520
<i>Hoplias intermedius</i>	(Günther 1864)	Characiformes	Erythrinidae	Pis	158	0	1	0	0	B	108	Ter	248
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	Eigenmann, 1907	Characiformes	Characidae	Omn	108	0	0	0	0	B	108	ter	60
<i>Hyphessobrycon balbus</i>	Myers, 1927	Characiformes	Characidae	Omn	108	0	0	0	0	B	108	ter	60
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Ellis, 1911	Characiformes	Characidae	Omn	136	0	0	0	0	B	108	ter	47
<i>Hyphessobrycon elachys</i>	Weitzman, 1985	Characiformes	Characidae	Omn	*	0	0	0	0	B	108	ter	20
<i>Hyphessobrycon eques</i>	(Steindachner, 1882)	Characiformes	Characidae	Her	131	0	0	0	0	B	108	Ter	58
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Boulenger, 1887	Characiformes	Characidae	Alg	14	0	0	0	0	B	108	Ter	96
<i>Hyphessobrycon moniliger</i>	Moreira, Lima & Costa 2002	Characiformes	Characidae	Ins	256	0	0	0	0	B	292	Ter	30
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	Ellis, 1911	Characiformes	Characidae	Ins	*	0	0	0	0	B	108	Ter	53
<i>Hypophthalmus oremaculatus</i>	Nani, Fuster, 1947	Siluriformes	Pimelodidae	Alg	131	1	27	0	0	P	108	Ter	493
<i>Hypoptopoma gulare</i>	Cope, 1878	Siluriformes	Loricariidae	Det	221	0	1	0	0	D	108	Inf	105
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i>	Holmberg, 1893	Siluriformes	Loricariidae	Det	240	0	1	261	0	D	108	Inf	71
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	(Regan, 1908)	Siluriformes	Loricariidae	Det	130	0	1	149	0	D	108	Inf	360
<i>Hypostomus ancistroides</i>	(Ihering, 1911)	Siluriformes	Loricariidae	Det	99	0	1	272	0	D	108	Inf	276
<i>Hypostomus boulengeri</i>	Eigenmann & Kennedy, 1903	Siluriformes	Loricariidae	Det	109	0	1	0	0	D	108	Inf	245
<i>Hypostomus brevis</i>	Nichols, 1919	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	0	0	D	108	Inf	74
<i>Hypostomus cochliodon</i>	Kner, 1854	Siluriformes	Loricariidae	Det	165	0	1	149	0	D	108	Inf	382

<i>Hypostomus commersoni</i>	Valenciennes, 1836	Siluriformes	Loricariidae	Det	165	0	1	7	0	D	108	Inf	395	
<i>Hypostomus denticulatus</i>	Zawadzki, Weber & Pavanelli, 2008	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	191	
<i>Hypostomus derbyi</i>	(Haseman 1911)	Siluriformes	Loricariidae	Det	126	0	1	270	0	D	108	Inf	305	
<i>Hypostomus dlouhyi</i>	Weber, 1985	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	245	
<i>Hypostomus heraldoi</i>	Zawadzki, Weber & Pavanelli 2008	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	272	1	273	D	108	Inf	236
<i>Hypostomus hermanni</i>	(Ihering, 1905)	Siluriformes	Loricariidae	Det	182	0	1	108	0	D	108	Inf	240	
<i>Hypostomus iheringii</i>	Regan, 1908	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	116	
<i>Hypostomus latifrons</i>	Weber, 1986	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	286	
<i>Hypostomus latirostris</i>	Regan, 1904	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	260	
<i>Hypostomus margaritifer</i>	(Regan 1908)	Siluriformes	Loricariidae	Det	126	0	1	272	1	273	D	292	Inf	330
<i>Hypostomus meleagris</i>	Marini, Nichols & La Monte, 1933	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	300	
<i>Hypostomus multidentis</i>	Jerep, Shibatta & Zawadzki, 2007	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	198	
<i>Hypostomus myersi</i>	(Gosline 1947)	Siluriformes	Loricariidae	Det	36	0	1	270	0	D	292	Inf	207	
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	(Schubart 1964)	Siluriformes	Loricariidae	Det	126	0	1	270	0	D	292	Inf	102	
<i>Hypostomus paulinus</i>	Ihering, 1905	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al g	59, 182	0	1		0	D	108	Inf	131	
<i>Hypostomus piratatu</i>	Weber, 1986	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	275	
<i>Hypostomus regani</i>	(Ihering, 1905)	Siluriformes	Loricariidae	Det	84, 169	0	1	272	0	D	292	Inf	370	
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	(Regan, 1908)	Siluriformes	Loricariidae	Det	57, 165	0	1		0	D	108	Inf	455	
<i>Hypostomus ternetzi</i>	(Boulenger, 1895)	Siluriformes	Loricariidae	Det	84	0	1	272	0	D	108	Inf	296	
<i>Hypostomus tietensis</i>	Ihering, 1905	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1		0	D	108	Inf	125	

<i>Hypostomus topavae</i>	Godoy, 1969	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al g	59	0	1	0	D	108	Inf	700	
<i>Hypostomus variipictus</i>	Ihering, 1911	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	0	D	108	Inf	370	
<i>Iheringichthys labrosus</i>	(Lütken, 1874)	Siluriformes	Pimelodidae	Inv	169, 210	0	0	0	D	108	Sub	336	
<i>Imparfinis borodini</i>	Mees & Cala, 1989	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	179	0	0	0	D	108	Ter	157	
<i>Imparfinis guttatus</i>	Pearson, 1924	Siluriformes	Heptapteridae	Inv	*	0	0	0	D	108	Ter	127	
<i>Imparfinis hollandi</i>	Haseman, 1911	Siluriformes	Heptapteridae	Inv	*	0	0	0	D	108	Ter	230	
<i>Imparfinis minutus</i>	Lütken, 1874	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	186	0	0	0	D	108	Ter	120	
<i>Imparfinis mirini</i>	Haseman, 1911	Siluriformes	Heptapteridae	Inv	250	0	1	262	0	D	108	Ter	85
<i>Imparfinis piperatus</i>	Eigenmann & Norris, 1900	Siluriformes	Heptapteridae	Inv	90	0	0	0	D	108	Ter	320	
<i>Imparfinis stictonotus</i>	Fowler, 1940	Siluriformes	Heptapteridae	Inv	*	0	0	0	D	108	Ter	48	
<i>Isbrueckerichthys calvus</i>	Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	261	0	D	108	Inf	90
<i>Isbrueckerichthys saxicola</i>	Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	261	0	D	108	Inf	88
<i>Ituglanis eichhorniarum</i>	Miranda Ribeiro, 1912	Siluriformes	Trichomycteridae	Inv/Ins	215	0	0	0	B	108	sub	57	
<i>Jenynsia diphyes</i>	Lucinda, Ghedotti & da Graça, 2006	Cyprinodontifor mes	Anablepidae	Omn	19	0	1	1	116	B	108	Ter	55
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	Eigenmann, 1911	Characiformes	Characidae	Omn	109	0	0	0	B	108	Ter	55	
<i>Knodus chapadae</i>	Fowler, 1906	Characiformes	Characidae	Ins	196	0	0	0	B	108	ter	57	
<i>Knodus moenkhausii</i>	(Eigenmann & Kennedy, 1903)	Characiformes	Characidae	Ins	113	0	0	0	B	108	Ter	65	
<i>Laetacara araguaiae</i>	Otoni & Costa, 2009	Cichliformes	Cichlidae	Inv	265	0	1	277	0	B	108	Ter	90
<i>Laetacara dorsigera</i>	Heckel, 1840	Cichliformes	Cichlidae	Omn	215	0	1	147	0	B	108	ter	60
<i>Lepidosiren paradoxa</i>	Fitzinger, 1837	Lepidosirenifor mes	Lepidosirenidae	Omn	108	0	1	108	0	D	108	ter	1250

<i>Leporellus vittatus</i>	(Valenciennes, 1850)	Characiformes	Anostomidae	Ins	169	0	0	0	B	108	Ter	236	
<i>Leporinus acutidens</i>	Valenciennes, 1837	Characiformes	Anostomidae	Omn	28	1	91	0	0	B	108	Ter	330
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	Garavello & Britski 1987	Characiformes	Anostomidae	Inv	169	0	0	0	B	114	Sub	196	
<i>Leporinus friderici</i>	(Bloch, 1794)	Characiformes	Anostomidae	Omn	131	1	8	0	0	B	108	Ter	400
<i>Leporinus lacustris</i>	Campos, 1945	Characiformes	Anostomidae	Her	131, 210	1	91	0	0	B	108	Ter	299
<i>Leporinus microphthalmus</i>	Garavello, 1989	Characiformes	Anostomidae	Omn	21	0	0	0	0	B	108	Sub	118
<i>Leporinus octofasciatus</i>	Steindachner 1915	Characiformes	Anostomidae	Omn	126	0	0	0	0	B	108	Ter	235
<i>Leporinus paranensis</i>	Garavello & Britski, 1987	Characiformes	Anostomidae	Omn	21	0	0	0	0	B	108	Ter	160
<i>Leporinus striatus</i>	Kner, 1858	Characiformes	Anostomidae	Omn	182	0	0	0	0	B	108	Ter	252
<i>Leporinus tigrinus</i>	Borodin, 1929	Characiformes	Anostomidae	Omn	21	0	0	0	0	B	108	Ter	200
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	(Boulenger, 1895)	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	142	0	1	108	0	D	108	Ter	140
<i>Loricaria apeltogaster</i>	Boulenger, 1895	Siluriformes	Loricariidae	Mal	14	0	1	92	0	D	108	Inf	324
<i>Loricaria cataphracta</i>	Linnaeus, 1758	Siluriformes	Loricariidae	Her	92	0	1	92	0	D	108	Inf	295
<i>Loricaria lentiginosa</i>	Isbrücker, 1979	Siluriformes	Loricariidae	Det/Inv /Mal	237	0	1	92	0	D	108	Inf	514
<i>Loricaria piracicabae</i>	Ihering, 1907	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al g	*	0	1	92	0	D	108	Inf	170
<i>Loricaria prolixa</i>	(Isbrücker & Nijssen, 1978)	Siluriformes	Loricariidae	Her	18	0	1	17	0	D	108	Inf	465
<i>Loricaria simillima</i>	Regan, 1904	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al g	*	0	1	92	0	D	108	Inf	264
<i>Loricaria tucumanensis</i>	Isbrücker, 1979	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al g	*	0	1	92	0	D	108	Inf	121
<i>Loricariichthys labialis</i>	Boulenger, 1895	Siluriformes	Loricariidae	Det g	13	0	1	272	0	D	108	Inf	220
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Isbrücker & Nijssen, 1979	Siluriformes	Loricariidae	Det	210	0	1	272	0	D	108	Inf	485

<i>Loricariichthys rostratus</i>	Reis & Pereira, 2000	Siluriformes	Loricariidae	Det	131	0	1	272	0	D	108	Inf	301
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Spix & Agassiz, 1829	Clupeiformes	Engraulidae	Pis	14	1	14	0	0	P	108	Ter	235
<i>Markiana nigripinnis</i>	Perugia, 1891	Characiformes	Characidae	Her	82	0	0	0	0	B	108	Ter	104
<i>Megalancistrus parananus</i>	(Peters, 1881)	Siluriformes	Loricariidae	Det	131	0	1	272	0	D	108	Inf	527
<i>Megalechis thoracata</i>	(Valenciennes 1840)	Siluriformes	Callichthyidae	Inv	219	0	1	139	0	D	108	Inf	124
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	(Garavello & Britski, 1988)	Characiformes	Anostomidae	Omn	268	1	272	0	0	B	108	Ter	605
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	(Valenciennes, 1836)	Characiformes	Anostomidae	Omn	182	1	273	0	0	B	108	Sub	490
<i>Megalonema platanum</i>	(Garavello & Britski, 1988)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	131	0	0	0	0	D	108	Ter	400
<i>Melanorivulus apiamici</i>	(Costa 1989)	Cyprinodontiformes	Rivulidae	Omn	236	0	0	0	0	B	108	Ter	30
<i>Melanorivulus pictus</i>	(Costa 1989)	Siluriformes	Callichthyidae	Omn	75	0	0	0	0	B	108	Sup	50
<i>Melanorivulus punctatus</i>	(Boulenger 1895)	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Omn	75	0	0	0	0	B	108	Sup	35
<i>Merodoras nheco</i>	Higuchi, Birindelli, Sousa & Britski 2007	Siluriformes	Doradidae	Det	*	0	0	0	0	B	108	Ter	70
<i>Mesonauta festivus</i>	(Heckel 1840)	Cichliformes	Cichlidae	Her	240	0	1	108	0	B	108	Ter	100
<i>Metynnis lippincottianus</i>	(Cope, 1870)	Characiformes	Serrasalminidae	Omn	188	0	0	0	0	P	108	Ter	200
<i>Metynnis maculatus</i>	(Kner 1858)	Characiformes	Serrasalminidae	Her	108	0	0	0	0	P	108	Ter	180
<i>Metynnis mola</i>	Eigenmann & Kennedy 1903	Characiformes	Serrasalminidae	Her	82	0	0	0	0	P	108	Ter	150
<i>Microglanis carlae</i>	Vera Alcaraz, da Graça & Shibatta 2008	Siluriformes	Pseudopimelodidae	Inv	12	0	1	0	0	D	108	Inf	34
<i>Microglanis garavelloi</i>	Shibatta & Benine 2005	Siluriformes	Pseudopimelodidae	Ins	88	0	1	88	0	D	231	Ter	42
<i>Microlepidogaster arachas</i>	Martins, Calegari & Langeani 2013	Siluriformes	Loricariidae	Det	164	0	1	261	0	D	108	Inf	43
<i>Microlepidogaster longicolla</i>	Calegari & Reis 2010	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	261	0	D	108	Inf	46

<i>Mimagoniates barberi</i>	Regan 1907	Characiformes	Characidae	Ins	294	0	1	108	1	108	B	108	Ter	35
<i>Mimagoniates microlepis</i>	(Steindachner 1877)	Characiformes	Characidae	Ins	126	0	1	270	1	270	P	23	Ter	61
<i>Moenkhausia bonita</i>	Benine, Castro & Sabino, 2004	Characiformes	Characidae	Inv	58	0	0	0	0	108	P	37	Ter	80
<i>Moenkhausia dichroura</i>	(Kner 1858)	Characiformes	Characidae	Her/Ins	255	0	0	0	0	0	B	108	ter	100
<i>Moenkhausia forestii</i>	Benine, Mariguela & Oliveira, 2009	Characiformes	Characidae	Omn	199	0	0	0	0	0	B	108	Ter	49
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Eigenmann, 1908	Characiformes	Characidae	Omn	66, 156	0	0	0	0	0	B	108	Ter	104
<i>Moenkhausia lopesi</i>	Britski & de Silimon 2001	Characiformes	Characidae	Inv	170	0	0	0	0	0	B	108	Ter	38
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	(Günther 1864)	Characiformes	Characidae	Omn	108	0	0	0	0	0	B	108	Ter	100
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	(Steindachner, 1907)	Characiformes	Characidae	Ins	65	0	0	0	0	0	B	108	Ter	80
<i>Myloplus tiete</i>	(Eigenmann & Norris, 1900)	Characiformes	Serrasalmidae	Her	182	0	0	0	0	0	B	108	Ter	300
<i>Mylossoma duriventre</i>	(Cuvier 1818)	Characiformes	Serrasalmidae	Omn	71	1	8	0	0	0	B	108	Ter	250
<i>Neofundulus paraguayensis</i>	(Eigenmann & Kennedy 1903)	Cyprinodontiformes	Rivulidae	Zoo	74	0	1	108	1	108	B	108	Ter	70
<i>Neoplecostomus corumba</i>	Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008	Siluriformes	Loricariidae	Inv	*	0	1	261	0	270	B	108	Inf	81
<i>Neoplecostomus microps</i>	(Steindachner 1877)	Siluriformes	Loricariidae	Inv	43	0	1	261	0	108	D	108	Inf	102
<i>Neoplecostomus paranensis</i>	Langeani 1990	Siluriformes	Loricariidae	Inv	*	0	1	261	0	0	D	108	Inf	93
<i>Neoplecostomus yapo</i>	Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008	Siluriformes	Loricariidae	Inv	*	0	1	261	0	0	B	108	Inf	110
<i>Ochmacanthus batrachostomus</i>	(Miranda Ribeiro 1912)	Siluriformes	Trichomycteridae	Muc	172	0	0	0	0	0	B	108	Inf	32
<i>Odontostilbe microcephala</i>	Eigenmann 1907	Characiformes	Characidae	Omn	262	0	0	0	0	0	B	108	Ter	46
<i>Odontostilbe paraguayensis</i>	Eigenmann & Kennedy 1903	Characiformes	Characidae	Omn	*	0	0	0	0	0	B	108	ter	40
<i>Odontostilbe pequirá</i>	(Steindachner 1882)	Characiformes	Characidae	Omn	154	0	0	0	0	0	B	108	Ter	56

<i>Odontostilbe stenodon</i>	Eigenmann 1915	Characiformes	Characidae	Omn	81	0	0	0	B	108	Ter	33		
<i>Oligosarcus bolivianus</i>	(Fowler 1940)	Characiformes	Characidae	Inv	34	0	0	0	B	108	Ter	147		
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	(Cuvier 1829)	Characiformes	Characidae	Pis	25	0	0	0	B	108	Ter	320		
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	(Günther 1864)	Characiformes	Characidae	Pis	134	0	0	0	B	108	Ter	310		
<i>Oligosarcus longirostris</i>	Menezes & Géry 1983	Characiformes	Characidae	Pis	127	0	0	0	B		Ter	115		
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	(Steindachner 1867)	Characiformes	Characidae	Omn	34	0	0	0	P	108	Ter	112		
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Menezes & Géry, 1983	Characiformes	Characidae	Pis	3	0	0	0	B	108	Ter	205		
<i>Oligosarcus pintoii</i>	Amaral Campos, 1945	Characiformes	Characidae	Pis	233	0	0	0	B	108	Ter	88		
<i>Oligosarcus planaltinae</i>	Menezes & Géry 1983	Characiformes	Characidae	Ins	106	0	0	0	B	108	Ter	99		
<i>Ossancora eigenmanni</i>	(Boulenger, 1895)	Siluriformes	Doradidae	Inv	50	0	0	0	D	108	Ter	130		
<i>Ossancora punctata</i>	(Kner 1855)	Siluriformes	Doradidae	Inv	*	0	0	0	D	108	Sub	110		
<i>Otocinclus bororo</i>	Schaefer 1997	Siluriformes	Loricariidae	Alg	100	0	1	61	0	D	108	Inf	31	
<i>Otocinclus vestitus</i>	Cope 1872	Siluriformes	Loricariidae	Alg	14	0	1	61	0	D	108	Inf	32	
<i>Otocinclus vittatus</i>	Regan 1904	Siluriformes	Loricariidae	Her	215	0	1	61	0	D	108	Inf	33	
<i>Otothyropsis biamnicus</i>	Calegari, Lehmann A. & Reis 2013	Siluriformes	Loricariidae	Det	54	0	1		0	D	108	Inf	40	
<i>Otothyropsis marapoama</i>	Ribeiro, Carvalho & Melo 2005	Siluriformes	Loricariidae	Inv	108	0	1	261	0	D	108	Inf	36	
<i>Oxydoras kneri</i>	Bleeker 1862	Siluriformes	Doradidae	Omn	108	1	8	0	0	D	108	Inf	700	
<i>Pachyurus bonariensis</i>	Steindachner 1879	Cichliformes	Sciaenidae	Inv	14	0	0	0	B	108	Ter	246		
<i>Pamphorichthys hasemani</i>	(Henn 1916)	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Inv/Ins	215	0	1		1	217	P	108	Ter	25
<i>Pamphorichthys hollandi</i>	(Henn 1916)	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Ins	218	0	1		1	217	P	108	Ter	25

<i>Papiliolebias bitteri</i>	(Costa 1989)	Cyprinodontiformes	Rivulidae	Omn	*	0	0	0	0	B	108	Ter	50	
<i>Parastegophilus paulensis</i>	Miranda Ribeiro 1918	Siluriformes	Trichomycteridae	Hem	211	0	0	0	0	PA	108	Inf	54	
<i>Paravandellia oxyptera</i>	Miranda Ribeiro 1912	Siluriformes	Trichomycteridae	Hem	171	0	0	0	0	PA	171	Inf	28	
<i>Pareiorhina carrancae</i>	Bockmann & Ribeiro 2003	Siluriformes	Loricariidae	Det	*	0	1	261	0	D	108	Inf	41	
<i>Parodon nasus</i>	Kner, 1859	Characiformes	Parodontidae	Det	121	0	0	0	0	B	108	Inf	117	
<i>Phalloceros harpagos</i>	Lucinda 2008	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Omn	126	0	1	270	1	270	P	178	Sup	34
<i>Phallotorynus victoriae</i>	Oliveros 1983	Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Omn	14	0	1	269	1	217	B	108	Sup	23
<i>Phenacogaster jancupa</i>	Malabarba & Lucena 1995	Characiformes	Characidae	Ins	*	0	0	0	0	B	108	Ter	47	
<i>Phenacogaster tegatus</i>	(Eigenmann 1911)	Characiformes	Characidae	Ins	151	0	0	0	0	B	108	Ter	35	
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i>	(Miranda Ribeiro 1914)	Characiformes	Characidae	Inv/Ins	215	0	0	0	0	D	108	Ter	38	
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	(Schubart 1964)	Characiformes	Characidae	Ins	98	0	0	0	0	D	98	Ter	67	
<i>Phenacorhamdia unifasciata</i>	Britski 1993	Characiformes	Characidae	Inv	215	0	0	0	0	D	108	Ter	62	
<i>Piabarchus analis</i>	(Eigenmann 1914)	Characiformes	Characidae	Ins	72	0	0	0	0	B	108	Ter	49	
<i>Piabarchus stramineus</i>	(Eigenmann, 1908)	Characiformes	Characidae	Ins	46	0	0	0	0	B	108	Ter	84	
<i>Piabarchus torrenticola</i>	Mahnert & Géry 1988	Characiformes	Characidae	Ins	*	0	0	0	0	B	108	Ter	77	
<i>Piabina argentea</i>	Reinhardt 1867	Characiformes	Characidae	Omn	169	0	0	0	0	P	98	Sub	73	
<i>Piabucus melanostoma</i>	Holmberg 1891	Characiformes	Characidae	Her	82	0	0	0	0	B	108	Ter	115	
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	(Holmberg, 1887)	Characiformes	Serrasalminidae	Her	131	1	273	0	0	D	108	Ter	655	
<i>Pimelodella avandavae</i>	Eigenmann, 1917	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	6	0	0	0	0	D	108	Ter	236	
<i>Pimelodella gracilis</i>	(Valenciennes, 1835)	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	131	0	0	0	0	D	108	Ter	236	

<i>Pimelodella griffini</i>	Eigenmann 1917	Siluriformes	Heptapteridae	Omn	*	0	0	0	D	108	Ter	88
<i>Pimelodella laticeps</i>	Eigenmann 1917	Siluriformes	Heptapteridae	Inv	94	0	0	0	D	108	Ter	117
<i>Pimelodella meeki</i>	Eigenmann 1910	Siluriformes	Heptapteridae	Omn	288	0	0	0	D	108	Ter	102
<i>Pimelodella megalura</i>	Miranda Ribeiro 1918	Siluriformes	Heptapteridae	Omn	*	0	0	0	D	108	Ter	220
<i>Pimelodella mucosa</i>	Eigenmann & Ward 1907	Siluriformes	Heptapteridae	Ins	288	0	0	0	D	108	Ter	135
<i>Pimelodella taenioptera</i>	Miranda-Ribeiro, 1914	Siluriformes	Heptapteridae	Omn	250	0	0	0	D	108	Ter	235
<i>Pimelodus absconditus</i>	Azpelicueta 1995	Siluriformes	Pimelodidae	Pis/Inv	108	0	0	0	B	108	Ter	287
<i>Pimelodus albicans</i>	(Valenciennes 1840)	Siluriformes	Pimelodidae	Inv	264	0	0	0	B	108	Ter	570
<i>Pimelodus argenteus</i>	Perugia, 1891	Siluriformes	Pimelodidae	Omn	72	0	0	0	D	108	Ter	360
<i>Pimelodus britskii</i>	Garavello & Shibatta 2007	Siluriformes	Pimelodidae	Ins	126	0	0	0	D	166	Ter	300
<i>Pimelodus microstoma</i>	Steindachner, 1877	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	169	0	0	0	B	108	Ter	265
<i>Pimelodus misteriosus</i>	Azpelicueta, 1998	Siluriformes	Pimelodidae	Omn	*	0	0	0	B	108	Ter	365
<i>Pimelodus ornatus</i>	Kner, 1858	Siluriformes	Pimelodidae	Omn	131	1	272	0	B	108	Ter	399
<i>Pimelodus ortmanni</i>	Haseman 1911	Siluriformes	Pimelodidae	Omn	126	0	0	0	D	166	Ter	161
<i>Pimelodus pantaneiro</i>	Souza-Filho & Shibatta, 2007	Siluriformes	Pimelodidae	Omn	*	0	0	0	B	108	Ter	256
<i>Pimelodus paranaensis</i>	Britski & Langeani 1988	Siluriformes	Pimelodidae	Omn	*	0	0	0	D	166	Sub	230
<i>Pinirampus pirinampu</i>	(Agassiz, 1829)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	131	1	273	0	D	108	Ter	795
<i>Plagioscion ternetzi</i>	Boulenger 1895	Cichliformes	Sciaenidae	Pis	226	0	0	0	B	108	Ter	390
<i>Planaltina britskii</i>	Menezes, Weitzman & Burns 2003	Characiformes	Characidae	Omn	101	0	0	0	B	108	Ter	35
<i>Planaltina myersi</i>	Böhlke, 1954	Characiformes	Characidae	Omn	247	0	0	0	B	108	Ter	46

<i>Platydoras armatulus</i>	(Valenciennes, 1840)	Siluriformes	Doradidae	Inv	112	0	0	0	D	108	Ter	178		
<i>Plesiolebias glaucopterus</i>	(Costa & Lacerda 1989)	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Inv	259	0	0	0	B	108	Sup	30		
<i>Poptella paraguayensis</i>	(Eigenmann 1907)	Characiformes	Characidae	Omn	72	0	0	0	B	108	Ter	102		
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	(Braga & Azpelicueta 1983)	Characiformes	Curimatidae	Det	72	0	0	0	P	108	Ter	234		
<i>Potamorrhaphis eigenmanni</i>	Miranda Ribeiro 1915	Beloniformes	Belonidae	Ins	172	0	0	0	P	108	bico	228		
<i>Potamotrygon amandae</i>	Loboda, Carvalho, 2013	Myliobatiformes	Potamotrygonidae	Inv	131, 156	0	1	272	1	272, 286	B	108	Inf	875
<i>Potamotrygon brachyura</i>	(Günther 1880)	Myliobatiformes	Potamotrygonidae	Pis/Inv	143	0	1	1	143	P	108	Inf	960	
<i>Potamotrygon falkneri</i>	Castex & Maciel, 1963	Myliobatiformes	Potamotrygonidae	Pis	156	0	1	272	1	272	B	108	Inf	1000
<i>Potamotrygon motoro</i>	(Müller & Henle 1841)	Myliobatiformes	Potamotrygonidae	Inv	156	0	1	272	1	272	B	108	Inf	700
<i>Prionobrama paraguayensis</i>	(Eigenmann 1914)	Characiformes	Characidae	Det	192	0	0	0	B	108	Sup	50		
<i>Prochilodus lineatus</i>	(Valenciennes, 1837)	Characiformes	Prochilodontidae	Det	169, 210	1	273	0	0	B	108	Ter	620	
<i>Prochilodus vimboides</i>	Kner 1859	Characiformes	Prochilodontidae	Det	105	1	260	0	0	B	108	Ter	330	
<i>Proloricaria proluxa</i>	(Isbrücker & Nijssen 1978)	Siluriformes	Loricariidae	Her	108	0	1	261	0	D	108	Inf	462	
<i>Psectrogaster curviventris</i>	Eigenmann & Kennedy 1903	Characiformes	Curimatidae	Det	199	0	0	0	D	108	TEr	171		
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	(Eigenmann, 1903)	Characiformes	Characidae	Omn	72	0	0	0	B	108	Ter	67		
<i>Pseudobunocephalus rugosus</i>	(Eigenmann & Kennedy 1903)	Siluriformes	Aspredinidae	Omn	218	0	1	62	0	D	108	Ter	30	
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	(Valenciennes, 1835)	Siluriformes	Pseudopimelodidae	Pis	300	0	0	0	B	108	Ter	340		
<i>Pseudopimelodus schultzi</i>	(Dahl 1955)	Siluriformes	Pseudopimelodidae	Pis	*	0	0	0	B	108	Ter	207		
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	(Spix & Agassiz, 1829)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	169	1	273	0	0	D	108	Sub	1254	
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	Eigenmann & Eigenmann 1889	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	239	1	272	0	0	D	108	Sub	605	

<i>Pseudostegophilus maculatus</i>	(Steindachner 1879)	Siluriformes	Trichomycteridae	Hem	74	0	0	0	PA	108	Inf	60
<i>Pterodoras granulosus</i>	(Valenciennes, 1821)	Siluriformes	Doradidae	Omn	131	1	273	0	D	108	Ter	710
<i>Pterolebias longipinnis</i>	Garman 1895	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Inv	108	0	0	0	B	108	sup	120
<i>Pterolebias phasianus</i>	Costa 1988	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Omn	*	0	0	0	P	108	sup	70
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	(Holmberg, 1893)	Siluriformes	Loricariidae	Det	131	0	1	149	D	108	Inf	655
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Kner 1858	Characiformes	Serrasalmidae	Pis	72	0	1	31	P	108	ter	500
<i>Pyrrhulina australis</i>	Eigenmann & Kennedy, 1903	Characiformes	Lebiasinidae	Inv	50	0	0	0	B	108	Ter	42
<i>Pyxiloricaria menezesi</i>	Isbrücker & Nijssen 1984	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al	*	0	1	0	D	108	Inf	140
<i>Rhamdia quelen</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	Siluriformes	Heptapteridae	Pis	169	0	0	0	B	108	Ter	314
<i>Rhamdia voulezi</i>	Haseman 1911	Siluriformes	Heptapteridae	Pis	127	0	0	0	D	40	Ter	474
<i>Rhamphichthys hahni</i>	(Meinken, 1937)	Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	Ins	131	0	1	270	B	108	Ter	1000
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Spix & Agassiz, 1829	Characiformes	Cynodontidae	Pis	168	1	173	0	P	108	Sup	762
<i>Rhinelepis aspera</i>	Spix & Agassiz, 1829	Siluriformes	Loricariidae	Det	84, 131	1	273	0	D	108	Inf	708
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	(Kner, 1855)	Siluriformes	Doradidae	Det	169	0	0	0	D	108	Sub	262
<i>Rhinolekos britskii</i>	Martins, Langeani & Costa 2011	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al	*	0	1	0	D	108	Inf	40
<i>Rhyacoglanis pulcher</i>	(Boulenger 1887)	Siluriformes	Pseudopimelodidae	Ins	276	0	0	0	D	108	Ter	87
<i>Rineloricaria cacerensis</i>	(Miranda Ribeiro 1912)	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al	2	0	1	0	D	108	Inf	67
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	(Günther 1868)	Siluriformes	Loricariidae	Det	141	0	1	0	D	108	Inf	123
<i>Rineloricaria latirostris</i>	(Boulenger 1900)	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al	2	0	1	261	D	108	Inf	360
<i>Rineloricaria maacki</i>	Ingenito, Ghazzi, Duboc & Abilhoa 2008	Siluriformes	Loricariidae	Det/Al	2	0	1	0	D	108	Inf	136

<i>Rineloricaria parva</i>	(Boulenger 1895)	Siluriformes	Loricariidae	Det	82	0	1	0	D	108	Inf	110	
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	Langeani & de Araujo 1994	Siluriformes	Loricariidae	Inv	214	0	1	261	0	D	108	Inf	122
<i>Roebooides affinis</i>	(Günther 1868)	Characiformes	Characidae	Lep	73	0	0	0	B	108	Ter	110	
<i>Roebooides descalvadensis</i>	Fowler, 1932	Characiformes	Characidae	Ins/Lep	64, 132, 198, 210	0	0	0	B	108	Ter	131	
<i>Roebooides microlepis</i>	(Reinhardt 1851)	Characiformes	Characidae	Pis	198	0	0	0	B	108	Ter	200	
<i>Salminus brasiliensis</i>	(Cuvier, 1816)	Characiformes	Bryconidae	Pis	168	1	273	0	0	B	108	Ter	800
<i>Salminus hilarii</i>	Valenciennes, 1850	Characiformes	Bryconidae	Pis	182	1	273	0	0	B	108	Ter	370
<i>Satanoperca pappaterra</i>	(Heckel, 1840)	Cichliformes	Cichlidae	Inv	210	0	1	272	0	B	108	Ter	255
<i>Schizodon altoparanae</i>	Garavello & Britski, 1990	Characiformes	Anostomidae	Her	131	0	0	0	B	108	Ter	337	
<i>Schizodon borellii</i>	(Boulenger, 1900)	Characiformes	Anostomidae	Her	131	1	225	0	0	B	108	Ter	327
<i>Schizodon intermedius</i>	Garavello & Britski 1990	Characiformes	Anostomidae	Her	298	0	0	0	B	108	ter	287	
<i>Schizodon isognathus</i>	Kner 1858	Characiformes	Anostomidae	Her	108	0	0	0	B	108	ter	350	
<i>Schizodon nasutus</i>	(Kner, 1858)	Characiformes	Anostomidae	Her	182	1	91	0	0	B	108	Sub	390
<i>Scoloplax distolothrix</i>	Schaefer, Weitzman & Britski 1989	Siluriformes	Scoloplacidae	Inv/Ins	215	0	0	0	D	108	Ter	18	
<i>Scoloplax empousa</i>	Schaefer, Weitzman & Britski 1989	Siluriformes	Scoloplacidae	Ins	244	0	0	0	D	244	Ter	20	
<i>Serrapinnus calliurus</i>	(Boulenger, 1900)	Characiformes	Characidae	Zoo	RMD**	0	0	0	B	108	Ter	56	
<i>Serrapinnus heterodon</i>	(Eigenmann, 1915)	Characiformes	Characidae	Zoo	RMD**	0	0	0	B	108	Ter	43	
<i>Serrapinnus kriegi</i>	(Schindler 1937)	Characiformes	Characidae	Alg	14	0	0	0	B	108	Ter	24	
<i>Serrapinnus microdon</i>	(Eigenmann 1915)	Characiformes	Characidae	Inv	15	0	0	0	B	108	Ter	42	
<i>Serrapinnus notomelas</i>	(Eigenmann, 1915)	Characiformes	Characidae	Alg	133	0	0	0	B	108	Ter	57	

<i>Serrapinnus piaba</i>	(Lütken 1875)	Characiformes	Characidae	Omn	86	0	0	1	108	B	108	Ter	35
<i>Serrasalmus geryi</i>	Jégu & Santos 1988	Characiformes	Serrasalmidae	Pis	140	0	1	0		B	108	Ter	181
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Kner, 1858	Characiformes	Serrasalmidae	Pis	168	0	1	272	0	P	108	Ter	315
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Valenciennes, 1837	Characiformes	Serrasalmidae	Pis	210	0	1	272	0	B	108	Ter	301
<i>Sorubim lima</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	131	1	273	0	0	D	108	Sub	615
<i>Spatuloricaria evansii</i>	(Boulenger 1892)	Siluriformes	Loricariidae	Det	74	0	1	261	0	D	108	Inf	282
<i>Spectrolebias chacoensis</i>	(Amato 1986)	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Omn	*	0	0	0	0	B	108	Sup	60
<i>Steindachneridion melanodermatum</i>	Garavello 2005	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	300	1	300	0	0	D	108	ter	532
<i>Steindachneridion scriptum</i>	(Miranda Ribeiro 1918)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	126	1	270, 61	0	0	D	166	Ter	900
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	(Steindachner 1876)	Characiformes	Curimatidae	Det	257	0	0	0	0	B	108	ter	173
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	(Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Characiformes	Curimatidae	Det	6	0	0	0	0	B	108	Ter	240
<i>Steindachnerina conspersa</i>	(Holmberg 1891)	Characiformes	Curimatidae	Det	73	0	0	0	0	B	108	ter	128
<i>Steindachnerina corumbae</i>	Pavanelli & Britski 1999	Characiformes	Curimatidae	Det	*	0	0	0	0	B	108	Sub	117
<i>Steindachnerina insculpta</i>	(Fernández-Yépez, 1948)	Characiformes	Curimatidae	Det	169	0	0	0	0	B	108	Sub	178
<i>Stenolebias damascenoi</i>	(Costa 1991)	Cyprinodontiformes	Cynolebiidae	Omn	*	0	0	0	0	B	108	Sup	40
<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i>	(Boulenger 1887)	Gymnotiformes	Apteronotidae	Inv/Ins	215	0	0	0	0	B	108	Tubular	406
<i>Sternopygus macrurus</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	Gymnotiformes	Sternopygidae	Inv	169	0	1	144, 145	0	B	108	Ter	597
<i>Sturisoma barbatum</i>	(Kner 1853)	Siluriformes	Loricariidae	Alg	139	0	1	261	0	D	108	Inf	280
<i>Sturisoma robustum</i>	(Regan 1904)	Siluriformes	Loricariidae	Det	13	0	1	261	0	D	108	Inf	250
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch, 1795	Synbranchiformes	Synbranchidae	Pis	42	0	1	50	0	D	108	Ter	634

<i>Tatia jaracatia</i>	Pavanelli & Bifi 2009	Siluriformes	Auchenipteridae	Pis	126	0	1	270	1	220	P	95	Ter	66
<i>Tatia neivai</i>	(Ihering, 1930)	Siluriformes	Auchenipteridae	Ins	66	0	1	220	1	220	B	108	Ter	85
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Cuvier 1816	Characiformes	Characidae	Omn	73	0	0				D	108	Ter	112
<i>Thoracocharax stellatus</i>	(Kner 1858)	Characiformes	Gasteropelecidae	Ins	73	0	0				P	108	sup	67
<i>Trachelyopterus coriaceus</i>	Valenciennes 1840	Siluriformes	Auchenipteridae	Omn	280	0	1		1	95	D	108	Ter	180
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	(Linnaeus 1766)	Siluriformes	Auchenipteridae	Omn	131	0	1	273	1	95	P	95	Ter	237
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	(Steindachner 1877)	Siluriformes	Auchenipteridae	Omn	215	0	1		1	95	D	108	Ter	277
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	(Eigenmann & Ward, 1907)	Siluriformes	Doradidae	Inv	210	0	0				D	108	Sub	186
<i>Trichomycterus barbouri</i>	(Eigenmann 1911)	Siluriformes	Trichomycteridae	Inv	93	0	0				B	108	ter	37
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	Lütken 1874	Siluriformes	Trichomycteridae	Inv	271	0	0				B	108	Sub	135
<i>Trichomycterus castroi</i>	de Pinna 1992	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	*	0	0				B	108	Sub	148
<i>Trichomycterus crassicaudatus</i>	Wosiacki & de Pinna 2008	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	33	0	0				D	108	Sub	135
<i>Trichomycterus davisi</i>	(Haseman 1911)	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	*	0	0				B	108	Sub	63
<i>Trichomycterus diabolus</i>	Bockmann, Casatti & de Pinna 2004	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	108	0	0				D	108	Sub	61
<i>Trichomycterus igobi</i>	Wosiacki & de Pinna 2008	Siluriformes	Trichomycteridae	Inv	297	0	0				D	108	sub	90
<i>Trichomycterus iheringi</i>	(Eigenmann 1917)	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	44	0	0				B	108	Sub	161
<i>Trichomycterus maracaya</i>	Bockmann & Sazima 2004	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	108	0	0				D	108	Sub	51
<i>Trichomycterus naipi</i>	Wosiacki & Garavello 2004	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	*	0	0				B	108	Sub	122
<i>Trichomycterus papilliferus</i>	Wosiacki & Garavello 2004	Siluriformes	Trichomycteridae	Inv	33	0	0				D	108	sub	127
<i>Trichomycterus pauciradiatus</i>	Alencar & Costa 2006	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	138	0	0				D	108	Sub	52

<i>Trichomycterus stawiarski</i>	(Miranda Ribeiro 1968)	Siluriformes	Trichomycteridae	Ins	33	0	0	0	B	108	sub	85
<i>Tridentopsis cahuali</i>	Azpelicueta 1990	Siluriformes	Trichomycteridae	Lep	*	0	0	0	B	108	Inf	22
<i>Trigonectes aplocheiloides</i>	Huber 1995	Cyprinodontifor mes	Cynolebiidae	Ins	*	0	0	0	B	108	Sup	100
<i>Trigonectes balzanii</i>	(Perugia 1891)	Cyprinodontifor mes	Cynolebiidae	Ins	74	0	0	0	B	108	Sup	160
<i>Triportheus nematurus</i>	(Kner 1858)	Characiformes	Triporthidae	Ins	126	0	0	0	B	108	Ter	183
<i>Triportheus pantanensis</i>	Malabarba 2004	Characiformes	Triporthidae	Her	73	0	0	0	B	108	Sup	158
<i>Xenobrycon macropus</i>	Myers & Miranda Ribeiro 1945	Characiformes	Characidae	Zoo	*	0	0	1 294	B	108	ter	20
<i>Zungaro jahu</i>	(Ihering, 1898)	Siluriformes	Pimelodidae	Pis	135	1	302	0	B	108	Ter	1075

Fonte: Oliveira, Anielly Galego, 2018.

REFERÊNCIAS

1. Abelha, M. C. F. & Goulart, E. (2004) Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(1), 37-45.
2. Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A. & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 23, 425-434.
3. Abelha, M. C. F., Kashiwaqui, E. A. L. & Goulart, E. (2012). Population structure, condition and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) (Osteichthyes: Characidae) at two reservoirs in South Brazil. *Biota Neotropica*, 12, 187-197.
4. Abilhoa, V., Lima, L. C., Torres, M. A. P. & Valério, P. R. B. (2009) Estrutura populacional, hábitos alimentares e aspectos reprodutivos de *Charax stenopterus* (CPE, 1984) (Teleostei, Characidae): uma espécie introduzida no reservatório de Passaúna, Sul do Brasil.
5. Abrial, E., Rabuffetti, A. P., Espínola, L. A., Amsler, M. L., Blettler, M. C. M. & Paira, A. R. (2014). Influence of hydrological changes on the fish community in two lotic environments of the Middle Paraná floodplain, Argentina. *Aquatic Ecology*, 48, 337-349.
6. Abujanra, F., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (2009). Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69 (2, Suppl.), 469-479.
7. Agostinho, A. A., Hahn, N. S. & Agostinho, C. S. (1991). Ciclo reprodutivo e primeira maturação de fêmeas de *Hypostomus commersonii* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório capivari-cachoeira, PR. *Revista Brasileira de Biologia*, 51, 31-37.

8. Agostinho, A. A., L. C. Gomes e Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Eduem, Maringá.
9. Agostinho, A. A., Suzuki, H. I., Fugi, R., Alves, D. C., Tonella, L. H. & Espindola, L.A. (2015). Ecological and life history traits of *Hemiodus orthonops* in the invasion process: looking for clues at home. *Hydrobiologia*, 746, 415-430.
10. Aguiaro T. C. W. Castelo Branco J. R. Verani E. P. Caramaschi. (2003). Diet of the clupeid fish *Platanichthys platana* (Regan 1917) in two different Brazilian coastal lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46:215 - 222.
11. Albert J. S. (2003). Family Apterontidae. Pages 497 - 502 in R. E. Reis S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. editors. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre Edipucrs .
12. Alcaraz, H. S. V.; Graça, W. J. D.; & Shibatta, O. A. (2008). *Microglanis carlae*, a new species of bumblebee catfish (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the río Paraguay basin in Paraguay. *Neotropical Ichthyology*, 6(3), 425-432.
13. Almeida, I. M., & Resende, E. K. (2012) Alimentação dos peixes detritívoros da Baía Tuiuiú, Rio Paraguai, Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Boletim de Pesquisa e desenvolvimento* 115, Embrapa Pantanal, ISSN 1981-7215.
14. Almirón, A.; Casciotta, J.; Ciotek, L.; Giorgis, P. (2015). *Guia de los peces del Parque Nacional Pre-Delta*. Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales, 300 p.
15. Alves, G. H. Z., R. M. Tófoli, G. C. Novakowski, and N. S. Hahn. (2011). Food partitioning between sympatric species of *Serrapinnus* (Osteichthyes, Cheirodontinae) in a tropical stream. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 33:153 - 159.
16. Alvim, P. & Peret, A. C. (2004). Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(2), 195-202.
17. Andrade, P. M & Braga, F. M. S. (2005). Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande River, high Paraná River Basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 387-394.
18. Andrade, P. M. & Braga, F. M. S. (2005). Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 377-385.
19. Andreatta, J. V. (2012) Reprodução e alimentação de algumas espécies de peixes da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro. *Oecologia Australis*, 16(3), 501-524.
20. Andrian, I. de F.; Silva, H. B. R.; & Peretti, D. (2001). Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758)(Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 23, 435-440.

21. Andrian, I. F., Dória, C. R. C. et al. (1994) Espectro alimentar e similiaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná, Brasil. *Revista Unimar*, Maringá, 16, 97-106.
22. Angelescu, V. & Gneri, F. S. (1949). Adaptaciones del aparato digestivo al régimen alimenticio en algunos peces del río Uruguay y del río de la Plata. *Revista del Instituto Nacional de Investigacion de las Ciencias Naturales*, 1, 161-272.
23. Aranha J. M. R. D. F. Takeuti and T. M. Yoshimura. (1998). Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 46:951 - 959.
24. Aranha, J. M., Caramaschi, E. P. & Caramaschi, U. (1993) Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no Rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revista Brasileira de Zoologia*, 10(3), 453-466.
25. Araújo, F. G.; Andrade, C. C.; Santos, R. N.; Santos, A. F. G.; & Santos, L. N. (2005). Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1), 1-8.
26. Araújo, F. G.; Duarte, S.; Goldberg, R. S.; & Fichberg, I. (2000). Reproductive cycle of *Parauchenipterus striatulus* (Pisces-Auchenipteridae) in the Ribeirão das Lajes reservoir-Brazil. *Arquivo brasileiro de medicina veterinária e zootecnia*, 52(3), 276-284.
27. Araujo-Lima, C. A. R. M. e M. L. Ruffino. (2003). Migratory Fishes of the Brazilian Amazon. Pages 233-301 in Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross and A. Baer, editors. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries e Conservation Status*. World Fisheries Trust, The World Bank, Ottawa.
28. Araya, P. R., Agostinho, A. A. & Bechara, J. A. (2008) Population structure, growth and fishery yield of *Leporinus acutidens* (Valenciennes, 1837) (Teleostei: Anostomidae) in Yacyretá Reservoir (Argentina). *Neotropical Ichthyology*, 6(1): 57-66, 2008.
29. Armbruster, J. W. (2003). The species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae). *Zootaxa*, 249, 1-60.
30. Baigún, C. R. M.; Colautti, D.; López, H. L.; Van Damme, P. A.; & Reis, R. E. (2012). Application of extinction risk and conservation criteria for assessing fish species in the lower La Plata River basin, South America. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(2), 181-197.
31. Bailly, D., Agostinho, A. A. & Suzuki, I. (2008) Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Application*, 24:1218-1229
32. Barradas, J. R. D. S. (2016). Crescimento polifásico de peixes: relações ecológicas e taxonômicas. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Zoologia. Faculdade de Biociências. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
33. Barreto, A. P.; Armiliato, F. C.; Ribeiro, V. M.; & Abilhoa, V. (2013). On the diet of two endemic and rare species of *Trichomycterus* (Ostariophysi: Trichomycteridae) in the Jordão River, Iguaçú River basin, southern Brazil. *Estud Biol*, 35(84), 17-23.

34. Barros, S. E. (2004). Alimentación de *Astyanax abramis* (Characiformes: Characidae) en el Embalse Cabra Corral, Salta, Noroeste de Argentina. *Revista AquaTIC*, 20, 88-96.
35. Bastos, R. F., Miranda, S. F. & Garcia, A. M. (2013) Dieta e estratégia alimentar de *Characidium rachovii* (Characiformes, Crenuchidae) em riachos de planície costeira do sul do Brasil. *Iheringia*, 103(4), 335-341.
36. Baumgartner, G., Pavanelli, C. S., Baumgartner, D., Biffi, A. G., Debona, T. & Frana, V. A. (2012). Peixes do Baixo Rio Iguaçu. Maringá, EDUEM.
37. Benine R. C. R. M. C. Castro and J. Sabino. 2004. *Moenkhausia bonita*: a new small characin fish from the Rio Paraguay basin southwestern Brazil (Characiformes: Characidae). *Copeia* 2004.1:68 - 73.
38. Bennemann, S. T.; Gealh, A. M.; Orsi, M. L.; & Souza, L. D. (2005). Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95(3), 247-254.
39. Bisazza A. and A. Pilastro. 1997. Small male mating advantage and reversed size dimorphism in poeciliid fishes. *Journal of Fish Biology* 50:397 - 406.
40. Bockmann F. A. and G. M. Guazzelli. 2003. Family Heptapteridae. Pages 406 - 430 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
41. Borba, R. S. D.; Silva, E. L. D.; Ponzetto, J. M.; Pozzobon, A. P. B.; Centofante, L.; Alves, A. L.; & Parise-Maltempi, P. P. (2013). Genetic structure of the ornamental tetra fish species *Piabucus melanostomus* Holmberg, 1891 (CHARACIDAE, IGUANODECTINAE) in the Brazilian Pantanal wetlands infer
42. Braga, A. L. C., Pompeu, P. S., Carvalho, R. F. & Ferreira, R. L. (2009). Dieta e crescimento de *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1975) (Pisces, Synbranchiformes) durante período de pré-estivação em uma lagoa marginal da bacia do São Francisco, Minas Gerais. *Zoociências*, 10, 133-138.
43. Braga, F. M. S., Gomiero, L. M. & Souza, U. P. (2008) Aspectos da reprodução e alimentação de *Neoplecostomus microps* (Loricariidae, Neoplecostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (Estado de São Paulo). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 30(4), 455-463.
44. Braga, F. M. S.; & Gomiero, L. M. (2009). Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. *Biota Neotropica*, 9(3), 207-212.
45. Brancolini, F.; Protogino, L.; Minot, P.; Baigún, C.; López, H.; & Colautti, D. (2011). New records of *Astyanax pelegrii* Eigenmann, 1907 and *Triportheus pantanensis* Malabarba, 2004 (Actinopterygii: Characiformes: Characidae) for the Río Pilcomayo National Park and Ramsar Site in the province o
46. Brandão-Gonçalves, L., Lima-Junior, S. E. & Suarez, Y. R. (2009). Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 9, 135-143.

47. Brejão, G. L., Gerhard, P. & Zuanon, J. (2013). Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 11, 361-373.
48. Bressan, V. S. (2015). Ecologia trófica de *Ancistrus dubius* Eigenmann & Eigenmann (1889) e *Ancistrus* sp. em Igarapés da bacia do Rio Machado, Rondônia, Brasil. Presidente Médici - RO. Fundação Universidade Federal de Rondônia.
49. Britski H. A. K. Z. S. Silimon and B. S. Lopes. (2007). Peixes do Pantanal: manual de identificação (2ªEd.). Embrapa Informação Tecnológica Brasília Brazil.
50. Bulla, C. K., Gomes, L. C., Miranda, L. E. & Agostinho, A. A. (2011). The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9, 403-409.
51. Burgess, W. E. (1989). An atlas of freshwater and marine catfishes: a preliminary survey of the Siluriformes. Neptune, TFH Publisher.
52. Burren, E. D., Duarte, A., Serra, W. S., Gangloff, M. M. & Siefferman, L. (2013). Specie-specific ontogenetic diet shifts among Neotropical *Crenicichla*: using stable isotopes and tissue stoichiometry. *Journal of Fish biology*, 82, 1904-1915.
53. Burren, E. D., Duarte, A., Serra, W. S., Loureiro, M., Gangloff, M. M. & Siefferman, L. (2013). Functional diversification within a Predatory Species Flock. *PLoS ONE*, 8, 80929.
54. Calegari B. B. P. Lehmann and R. E. Reis. (2013). Two new species of cascudinhos of the genus *Otothyropsis* (Siluriformes: Hypoptopomatinae) from the rio Paraná basin Brazil. *Zootaxa* 3619: 130 - 144.
55. Camera, B. F.; Evellin, N.; Silva, L. R.; Godoy, D. S. & Bessa, E. (2014). Autoecologia de *Astyanax marionae* (Characiformes, Characidae) em ricos de cabeceira. Resumo expandido. II Ciclo de Estudos em Biologia de Tangará da Serra. II Ciclo Nacional de Estudos de Biologia. Universidade do Estad
56. Cantanhêde, G., Fugli, R. & Hahn, N. S. (2009). Variation in prey selection of a piscivorous fish after the impoundment of a Neotropical reservoir: prey size and type. *Journal of Fish Biology*, 75, 75-86.
57. Cardone, I. B., Lima-Junior, S. E., Goitein, R. (2006). Diet and capture of *Hypostomus strigaticeps* (Siluriformes, Loricariidae) in a small Brazilian stream: relationship with limnological aspects. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 25-33.
58. Carniatto, N., Fugli, R., Thomaz, S. M. & Cunha, E. R. (2014). The invasive submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* as a foraging habitat for small-sized fish. *Natureza & Conservação*, 12, 30-35.
59. Carvalho, D. R., Castro, D. M. P., Callisto, M., Moreira, M. Z. & Pompeu, P. S. (2017) The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia*, 795, 199-217.

60. Carvalho, F. R. (2006). Taxonomia das populações de *Hyphessobrycon boulengeri* (Eigenmann, 1907) e *Hyphessobrycon reticulatus* Ellis, 1911 (Characiformes: Characidae). Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. São José do Rio Preto
61. Carvalho, R. A., Tejerina-Garro, F. L. (2015) The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basin in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 13(2), 349-360.
62. Carvalho, T. P., Cardoso, A. R., Friel, J. P. & Reis, R. E. (2015) Two new species of the banjo catfish *Bunocephalus* Kner (Siluriformes: Aspredinidae) from the upper and middle rio São Francisco basins, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 13(3), 499-512.
63. Carvalho, T. P.; Ramos, C. S.; & Albert, J. S. (2011). A New Species of *Gymnorhamphichthys* (Gymnotiformes: Rhamphichthyidae) from the Paraná–Paraguay Basin. *Copeia*, (3), 400-406.
64. Casatti L., Mendes, H. F. & Ferreira, M. (2003). Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63, 213-222.
65. Casatti, L. (2002). Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2, 1-14.
66. Casatti, L., Langeani, F. & Castro, R. (2001). Peixes de Riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1, 1-15.
67. Casatti, L.; Veronezi Júnior, J. L.; & de Paula Ferreira, C. (2009). Dieta do cascudo *Aspidoras fuscoguttatus* (Ostariophysi, Callichthyidae) em riachos com diferentes características limnológicas e estruturais. *Biota Neotropica*, 9(1), 110-121
68. Casciotta J. R. A. E. Almiron and M. D. L. M. Azpelicueta. 2004. *Bryconamericus ikaa* a new species from tributaries of the río Iguazú in Argentina (Characiformes Characidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 15:61 - 66.
69. Castro R. M. C. and R. P. Vari. 2004. *Astyanax biotae* a new species of stream fish from the Rio Paranapanema basin upper Rio Parana system southeastern Brazil (Ostariophysi : Characiformes : Characidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 117:330 - 338.
70. Castro R. M. C. L. Casatti H. F. Santos K. M. Ferreira A. C. Ribeiro R. C. Benine G. Z. P. Dardis A. L. A. Melo R. Stopiglia T. X. Abreu F. A. Bockmann M. Carvalho F. Z. Gibran and F. C. T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema Sudeste e Sul do Brasil.
71. Claro-Jr L. E. Ferreira J. Zuanon and C. Araujo-Lima. 2004. Effects of flooded forest in the diet of three fish species in floodplain lakes of Central Amazon Brazil. *Acta Amazônica* 34:133 - 137.

72. Correa, C. E., Petry, A. C. & Hahn, N. S. (2009). Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. *Iheringia*, 99, 456-463.
73. Corrêa, C. E.; Hahn, N. S.; & Delariva, R. L. (2009). Extreme trophic segregation between sympatric fish species: the case of small sized body *Aphyocharax* in the Brazilian Pantanal. *Hydrobiologia*, 635(1), 57-65.
74. Costa-Neto, F. P. S. (2012). Variação temporal e estrutura trófica da comunidade de peixes do pantanal do Paraguai. Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - CCBS. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
75. Costa-Pereira, R.; & de Resende, E. K. (2012). Estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da porção oeste da bacia do Alto Paraná. *Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*.
76. Costa-Pereira, R.; Severo-Neto, F.; Yule, T. S.; & Pereira, A. P. T. (2011). Fruit-eating fishes of *Banara arguta* (Salicaceae) in the Miranda River floodplain, Pantanal wetland. *Biota Neotropica*, 11(4), 373-376.
77. da Motta, R. L.; & Uieda, V. S. (2009). Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. *Revista Brasileira de Zoociências*, 6(2), 191-211.
78. da Silva, E. L.; Piscor, D.; Ponzeto, J. M.; Centofante, L.; Alves, A. L.; & Parise-Maltempi, P. P. (2012). Cytogenetic characterisation of the ornamental freshwater fish, *Piabucus melanostomus* (Iguanodectinae) from Brazilian wetlands and its relation with species of Characidae basal group. *Rev*
79. de Castro, R. J.; & Carvalho, E. D. (2014). Trophic ecology of the fish in the Rio dos Veados (Upper Paranapanema River, SP) during the dry and rainy seasons. *Biodiversidade*, 13(2), 2-23.
80. de Resende, E. K.; de Salis, S. M.; Ishii, I.; Santos, R.; de Moura, H. C. G.; Monaco, I. D. A.; & da Silva, L. W. (2016). Relatório técnico: pulso de inundação, diversidade e biologia dos peixes na Baía do Tuiuiú, Pantanal Sul. *Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E)*.
81. de Resende, E. K.; Ferreira, L.; Mônaco, I. D. A.; & Cruz, L. D. S. (2016). Aspectos bio-ecológicos dos peixes associados à macrófitas aquáticas na Baía Tuiuiú, Rio Paraguai, Pantanal Sul. *Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*.
82. de Resende, E. K.; Pereira, R. A. C.; & de Almeida, V. L. L. (1998). Peixes herbívoros da planície inundável do Rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*.
83. De Santana C. D. and R. P. Vari. 2010. Electric fishes of the genus *Sternarchorhynchus* (Teleostei Ostariophysi Gymnotiformes); phylogenetic and revisionary studies. *Zoological Journal of the Linnean Society* 159:223 - 371."
84. Delariva, R. L. & Agostinho, A. A. (2001). Relationship between morphology and diets of six Neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58, 832-847.

85. Dias, R. M. (2015). Padrões de variações espacial e temporal na estrutura funcional de assembleias de peixes em reservatórios Neotropicais. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Departamento de Biologia. Programa de Pós-graduação em Ecologia de Amb"
86. Dias, T. S.; & Fialho, C. B. (2009). Biologia alimentar de quatro espécies simpátricas de Cheirodontinae (Characiformes, Characidae) do rio Ceará Mirim, Rio Grande do Norte. *Iheringia. Série Zoologia*, 99(3), 242-248.
87. dos Santos, A. R.; de Oliveira, F. R.; & Morales, A. C. (2009). Análise do conteúdo estomacal de *Astyanax lineatus* (perugia, 1891)(Characiformes: Characidae), provenientes da serra da Bodoquena, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Nucleus*, 6(2), 21-32.
88. Esguícero A. L. H. and M. S. Arcifa. 2010. Biology and population features of a rare species of Pseudopimelodidae from the Upper Paraná River Basin. *Biota Neotropica* 10:161 - 167.
89. Esteves, K. E. & Galetti, P. M. (1994). Feeding ecology of *Moenkhausia intermedia* (Pisces, Characidae) in a small oxbow lake of Mogi-Guaçu River, São Paulo, Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25, 2198-2204.
- 90 Esteves, K. E. & J. Lobón-Cerviá. (2001) Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62: 429-440
91. FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler and UFRS. 2004. Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade de licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos dos rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, região hidrográfica do rio Uruguai, RS. Centro de Ecologia, Porto
92. Fernandes, F. P. (2013) A influência do dimorfismo sexual na alimentação de *Loricaria cataphracta* (Linnaeus, 1758) na bacia do rio Madeira. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, Ro.
- 93 Fernández L.A. 2000. Redescription of the teleost *Trichomycterus barboursi* (Eigenmann 1911), occurrence in Argentina and comparison with related species (Ostariophysi: Siluriformes: Trichomycteridae). *Studies Neotropical Fauna Environment Journal*, 35: 27-33.
94. FERNANDEZ, Eduardo M; FERRIZ, Ricardo A; BENTOS, Cristina A y LOPEZ, Guillermo R. Dieta y ecomorfología de la ictiofauna del arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat.* [online]. 2012, vol.14, n.1 [citado 2018-01-26], pp. 1-13 . Disponible en: <<http://>
95. Ferraris Jr. C. J. 2003. Family Auchenipteridae. Pages 470 - 482 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
96. Ferraz, D. M. F. (2010). Biologia populacional de *Bryconamericus turiuba-Langeani*, Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira, 2005-no Rio Passa Cinco, sub-bacia do Rio Corumbataí, SP. 2010. 81 f. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instit

97. Ferraz, T., Roquetti, M., Carvalho, A., Rodrigues, J. L. & Moldenhauer, A. (2011). Diet, reproduction and population structure of the introduced Amazonian fish *Cichla piquiti* (Perciformes: Cichlidae) in the Cachoeira Dourada reservoir (Paraná River, Central Brazil). *Revista de Biologia Tropical*
98. Ferreira K. M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guacu basin Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5:311 - 326.
99. Ferreira, C. P., Casatti, L., Zeni J. O. & Ceneviva-Bastos, M. (2015). Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. *Hydrobiologia*, 762, 15-28.
100. Ferreira, C. P. & Casatti, L. (2006) Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3). Available on: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006> ISSN 1676-0603"
101. Ferreira, C. P. (2010) Estrutura da Ictiofauna e integridade biótica de rios em fragmentos florestais remanescentes no Noroeste Paulista. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.
102. Ferreira, K. M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guacu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5:311 - 326.
103. Ferrer, J.; & Malabarba, L. R. (2013). Taxonomic review of the genus *Trichomycterus* Valenciennes (Siluriformes: Trichomycteridae) from the laguna dos Patos system, Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(2), 217-246.
104. Fiori, L. F., Alves, G. H. Z., Hahn, N. S. & Benedito, E. (2016). Influence of feeding plasticity on the fitness of small Neotropical characids. *Iheringia*, 106, e2016006.
105. Flecker, A. S. (1996) Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology*, 77(6), 1845-1854.
106. Francisco, C. A. C. (2004). Rede de Kohonen: Uma ferramenta no estudo das relações tróficas entre espécies de peixes. Unpublished M. Sc. Dissertation, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 126p.
107. Friel, J. P. & Carvalho, T. P. (2016). A new species of *Amaralia* Fowler (Siluriformes: Aspredinidae) from the Paraná-Paraguay River Basin. *Zootaxa*, 4088(4):531-546
108. Froese, R. & Pauly, D. (Eds.). 2016. FishBase. World Wide Web Electronic Publication. Available from: <http://www.fishbase.org> (Date of access – 11 October 2016).
109. Fuentes, C. A. R. (2010) Estrutura ecomorfológica de peixes de riachos: comparação entre ambientes com diferentes graus de conservação e entre bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.

110. Fugi, R., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (2001). Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia*, 61, 27-33.
111. Galvis, G., Mojica, J. I., Provenzano, F., Lasso, C., Taphorn, D. T., Royero, R., ... Cipamocha, C. A. (2007). Peces de la Orinoquía colombiana con énfasis en especies de interés ornamental. Ramos López Editorial, Bogotá.
112. Galvis, G., Sánchez-Duarte, P., Mesa-Salazar, L. M., López-Pinto, Y., Gutiérrez-E, M. A., Gutiérrez-Cortés, A., ... Castillo, C. C. (2007). Peces de la Amazonía colombiana con énfasis en especies de interés ornamental. Bogotá, Ramos López Editorial.
113. Galvis, G., Mojica, J. I., Duque, S. R., Castellanos, C., Sánchez-Duarte, P., Arce, M., ... Leiva, M. (2006). Peces del medio Amazonas: Región de Leticia. Bogotá, Editorial Panamericana (Serie de Guías Tropicales de Campo n.5).
114. Garavello J. C. and H. A. Britski. 2003. Family Anostomidae. Pages 71 - 84 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
115. Garavello J. C. C. S. Pavanelli H. I. Suzuki A. A. Agostinho and L. C. Gomes. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. Pages 61 - 84 in Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem Maringá Brazil.
116. Ghedotti, M. J. (2003) Family Anablepidae. Páginas 582-585. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & Ferraris Jr. C. J. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs.
117. Gibran, F. Z., Ferreira, K. M. & Castro, R. M. C. (2001). Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 1, 1-5.
118. Giora, J., Tarasconi, H. M. & Fialho, C. B. (2014). Reproduction and Feeding of the Electric Fish *Brachyhypopomus gauderio* (Gymnotiformes: Hypopomidae) and the Discussion of a Life History Pattern for Gymnotiforms from High Latitudes. *PLoS ONE*, 9, e106515.
119. Giovannetti, V., Toledo-Piza, M. & Menezes, N. A. (2017) Taxonomic revision of *Galeocharax* (Characiformes: Characidae: Characinae). *Neotropical Ichthyology*, 15(1):e160040.
120. Gois, K. S., Pelicice, F. M., Gomes, L. C. & Agostinho, A. A. (2015). Invasion of an Amazonian cichlid in Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746, 401-413.
121. Gomiero, L. M. & Braga, F. M. S. (2008). Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8, 41-47.
122. Gomiero, L. M.; Garuana, L.; & Braga, F. M. D. S. (2008). Reproduction of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829)(Characiforms) in the Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(1), 187-192.

123. Goulding, M. & Carvalho, M. L. (1982). Life history and management of the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Characidae): An important Amazonian food fish. *Revista Brasileira de Zoologia*, 1, 107-133.
124. Graça W. J. C. S. Pavanelli C. Lorscheider and V. Margarido. 2009. Threatened fishes of the world: *Crenicichla jupiaensis* Britski & Luengo 1968 (Cichlidae). *Environmental Biology of Fishes* 84:53 - 54.
125. Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. (2007). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, EDUEM.
126. Gubiani E. A. L. C. Gomes and A. A. Agostinho. 2012. Estimates of population parameters and consumption/biomass ratio for fishes in reservoirs Paraná State Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10:177 - 188.
127. Hahn N. S. R. Fugi V. L. L. Almeida M. R. Russo and V. E. Loureiro. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de segredo. Pages 141 - 162 in Agostinho A. A. and L. C. Gomes editors. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Eduem Maringá Brazil.
128. Hahn, N. S., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Bini, L. M. (1998). Estrutura trófica da Ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência*, 23, 299-305.
129. Hahn, N. S., Almeida, V. L. L. & Luz, K. D. G. (1997). Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum littorale* (Hancock 1828) (Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da Planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14, 57-64.
130. Hahn, N. S., Andrian, I. F., Fugi, R. & Almeida, V. L. L. (1997). Ecologia Trófica. In: *A Planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (Eds. A. E. M. A. Vazzoler, A. A. Agostinho, A. A. & N. S. Hahn) pp. 209-218. Maringá, EDUEM.
131. Hahn, N. S., Fugi, R. & Andrian, I. F. (2004). Trophic ecology of the fish assemblages. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation* (Eds. S. M. Thomaz, A. A. Agostinho. & N. S. Hahn) pp. 247-269. Leiden, Backhuys Publishers.
132. Hahn, N. S., Pavanelli, C. S. & Okada, E. K. (2000). Dental Development and ontogenetic Diet Shifts of *Roeboides paranensis* (Osteichthyes, Characinae) in pools of the upper Rio Paraná floodplain (State of Paraná, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 60(1), 93-99.
133. Hahn, N. S. & Loureiro-Crippa, V. E. (2006). Estudo comparativo da dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de duas espécies simpátricas, de peixes de pequeno porte, associados à macrófitas aquáticas. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 28, 359-364.
134. Hartz, S. M., Martins, A. & Barbieri, G. B. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, 23, 21-29.
135. Hoeninghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Kashiwaki, E. A. L., Winemiller, K. O. (2009). Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23, 1222-

136. <http://www.aquarismopaulista.com/hisonotus-francirochai>
137. <http://www.mundoacuafilo.org/index.php/fichas/item/arenque-enano-de-rathbun>
138. <http://www.planetcatfish.com/common/species.php?speciesid1841>
139. http://www.scotcat.com/factsheets/sturisoma_barbatum.html
140. <http://www.seriouslyfish.com/species/corydoras-aurofrenatus/>
141. Ibañez, C., Tedesco, P. A., Bigorne, R., Hugueny, B., Pouilly, M., Zepita, C., Zubieta, J. & Oberdoff, T. (2007) Dietary-morphological relationships in fish assemblage of small forested streams in the Bolivian Amazon. *Aquatic Living Resources*, 20, 131-142.
142. Isaac, A. (2013). Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em estudos ecológicos e avaliações ambientais. Unpublished Ph.D. Dissertation. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 37 p.
143. IUCN <http://www.iucnredlist.org/details/161687/0>
144. Kirschbaum, F. & Schugardt, C. (2002). Reproduction and development in mormyriiformes and gymnotiform fishes. In: *Electric Fishes: History and Behavior* (Ed. P. Moller) Pp. 267-301. London, Chapman and Hall.
145. Kirschbaum, F. & Schugardt, C. (2002). Reproductive strategies and developmental aspects in mormyrid and gymnotiform fishes. *Journal of Physiology*, 96, 557-566.
146. Kirschbaum, F. & Wiczorek, L. (2002). Entdeckung einer neuen Fortpflanzungsstrategie bei südamerikanischen Messerfischen (Teleostei: Gymnotiformes: Gymnotidae) Maulbrüten bei *Gymnotus carapo*. *Verhalten der Aquarienfische*, 2, 99-107.
147. Kullander, S. O. (2003). Family Cichlidae. In: *Check list of the freshwater fishes of South and Central America* (Eds. R. E. Reis, S. O. Kullander & C. J. Ferraris Júnior) pp. 605-654. Edipucs: Porto Alegre.
148. Kullander, S. O. (2009). *Crenicichla mandelburgeri*, a new species of cichlid fish (Teleostei: Cichlidae) from the Paraná river drainage in Paraguay. *Zootaxa*, 1, 41-50.
149. Lassala, M. D. P. & Renesto E. (2007). Reproductive strategies and genetic variability in tropical freshwater fish. *Genetics and Molecular Biology*, 30, 690-697.
150. Le Bail, P. Y., Keith, P. & Planquete, P. (2000). Atlas des poisson d'eau douce de Guyane. Tome 2, Fascicule II: Siluriformes. Collection Patrimoines Naturels 43 (II). Paris, Publications du Muséum national d'Histoire naturelle.

151. Lima, A. C. S. A. (2007). Estudo do impacto do ecoturismo na ictiofauna do Rio Sucuri (Bonito, MS, Brasil), utilizando as espécies de peixes *Crenicichia lepidota* (Heckel, 1840) e *Moenkhausia bonita* (Benine et al., 2004) como indicadores. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências do Mar e d
152. Lima, A. F. L., Makrakis, M. C., Gimenes, M. F., Makrakis, S., Silva, O. S. & Assumpção, L. (2013). Mudanças morfológicas no trato digestório e composição da dieta de larvas e juvenis do linguado *Catathyridium jenynsii* no reservatório de Itaipu, rio Paraná, Brasil. *Iheringia*, 10, 214-221.
153. Lima, F. C.; Albrecht, M. P.; Pavanelli, C. S.; & Vono, V. (2008). Threatened fishes of the world: *Brycon nattereri* Günther, 1864 (Characidae). *Environmental biology of fishes*, 83(2), 207-208.
154. Lima, M. R.; Bessa, E.; Krinski, D.; & Carvalho, L. N. (2012). Mutilating predation in the Cheirodontinae *Odontostilbe pequirá* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 10(2), 361-368.
155. Llanos V. and J. G. Haro. 2001. Alimentación del bagre anguila *Heptapterus mustelinus* (Pisces Pimelodidae) en el Río Anizacate (Córdoba Argentina). *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias* 66:41 – 48.
156. Lonardoní, A. P., Goulart, E., Oliveira, E. F. & Abelha, M. C. F. (2006). Hábitos alimentares e sobreposição trófica das raias *Potamotrygon falkneri* e *Potamotrygon motoro* (Chondrichthyes, Potamotrygonidae) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 28, 195-202.
157. Lopes, C. A., Benedito, E. & Martinelli, L. A. (2009). Trophic position of bottom-feeding fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 573-581.
158. Loureiro V. E. and N. S. Hahn. 1996. Dieta e atividade alimentar da traíra *Hoplias malabaricus* (Block 1794) (Osteichthyes Erythrinidae) nos primeiros anos de formação do reservatório de Segredo. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8:195 - 205.
159. Lowe-McConnell, R. H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp.
160. Lucena, A. L. M.; Renesto, E.; Oliveira, C., Mateus, R. P.; & Zawadzki, C. H. (2012). Genetic differentiation among ten populations of the genus *Neoplecostomus* (Teleostei: Loricariidae) from the upper Paraná River basin. *Biochemical systematics and ecology*, 44, 325-332.
161. Lucena, C. A. S. de. (2003). Revisão taxonômica e relações filogenéticas das espécies de *Roeboides* Grupo-microlepis (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Iheringia. Série Zoologia*, 93(3), 283-308.
162. Lucena, C. A. S. de. (2007) Revisão taxonômica das espécies do gênero *Roeboides* grupo-affinis (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Iheringia. Série Zoologia*, 97(2), 117-136.
163. Lucinda P. H. F. R. S. Rosa and R. E. Reis. 2005. Systematics and biogeography of the genus *Phallotorynus* Henn 1916 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae) with description of three new species. *Copeia* 3:609 - 631.

164. Luiz, E. A., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & hahn, N. S. (1998) Ecologia trófica de peixes em dois Riachos da bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(2), 273-285.
165. Lujan, N. K., Winemiller, K. O. & Armbruster, J. W. (2012). Trophic diversity in the evolution and community assembly of loricariid catfishes. *BMC Evolutionary Biology*, 12,124 [12 p.]. DOI: 10.1186/1471-2148-12-124.
166. Lundberg J. G. and M. W. Littmann. 2003. Family Pimelodidae. Pages 432 - 446 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
167. Luz, K. D. G., Abujanra, F., Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (2001). Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 23, 401-407.
168. Luz-Agostinho, K. D. G., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Júlio Júnior, H. F. & Fugi, R. (2009). Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69 (2, Suppl.), 481-490.
169. Luz-Agostinho, K. D. G., Bini, L. M., Fugi, R., Agostinho, A. A. & Júlio Júnior, H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4, 61-68.
170. Maceno, J. F. S., Godoi, D. S., Nunes, W. C., Duarte, C. R. A., & Jacyntho, L. A. (2016) Ecologia de *Moenkhausia lopesi*, (Britski & Silimon, 2001), (Characiformes: Characidae), da sub-bacia do Rio Queima-Pé em Tangará da Serra - MT. *Enciclopédia Biosfera*, 13(24) 1214.
171. Machado F. A. and I. Sazima. 1983. Comportamento alimentar do peixe hematófago *Branchioica bertonii* (Siluriformes Trichomycteridae). *Ciência e cultura* 35:344 - 352.
172. Machado, F. A. (2009) Hábitos alimentares de peixes de peixes do Pantanal Matogrossense. In: Figueiredo, D. M. & Salomão, F. X. T. Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem sócio-ambiental. Cuiabá: edUFMT.
173. Makrakis, S., Miranda, L. E., Gomes, L. C., Makrakis, M. C. & Junior, H. M. F. (2011). Ascent of Neotropical migratory fish in the Itaipu reservoir fish pass. *River Research and Applications*, 27, 511-519.
174. Malabarba, L. R., Carvalho Neto, P., Bertaco, V. A., Carvalho, T. P., Santos, J. F., Artioli, L. G. S. (2013). Guia de identificação dos peixes da bacia do rio Tramandaí. Porto Alegre, Via Sapiens.
175. Maria A.N. (2008) Caracterização ultra-estrutural dos ga-metas, aspectos da fertilização e desenvolvimento inicia lde pirapitinga *Brycon nattereri* (Günther, 1864). Portuguese, with Abstract in English. PhD thesis, FederalUniversity of Lavras (UFLA), Lavras, MG, Brazil,115pp.
176. Marinho M. M. F. F. R. Carvalho F. Langeani and F. L. Tatsumi. 2008. A new *Hemigrammus* Gill from upper rio Parana system Southeastern Brazil (Characiformes : Characidae). *Zootaxa* 1724:52 - 60.

177. Martins, F. O.; Calegari, B. B.; & Langeani, F. (2013). *Microlepidogaster arachas*, a new species of hypoptopomatine catfish (Siluriformes: Loricariidae) from the upper rio Paraná basin, Brazil. *Zootaxa*, 3608(5), 379-388.
178. Mazzoni R. V. C. Novaes and R. Iglesias-Rios. 2011. Microhabitat use by *Phalloceros harpagos* Lucinda (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9:665 - 672.
179. Mazzoni, R.; Moraes, M.; Rezende, C. F. & Miranda, J. C. 2010. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 100(2):162-168.
180. Mello, F. T., González-Bergonzoni, I. & Loureiro, M. (2011) *Peces de agua dulce del Uruguay*. PPR-MGAP. 188 p.
181. Merigoux, S. & Ponton, D. (1998) Body shape, diet and ontogenetic diet shifts in young fish of the Sinnamary River, French Guiana, South America. *Journal of Fish Biology*, 52, 556-569.
182. Meschiatti, A. J & Arcifa, M. S. (2009). A review on the fishfauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 21, 135-159.
183. Meurer, S. & Zaniboni-Filho, E. (2012). Reproductive and feeding biology of *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes: Acestrorhynchidae) in areas under the influence of dams in the upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 159-166.
184. Mise F. T. R. Fugi J. P. A. Pagotto and E. Goulart. 2013. The coexistence of endemic species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) is propitiated by ecomorphological and trophic variations. *Biota Neotropica* 13:21 - 28.
185. Montaña, C. G.; Schalk, C. M.; & Taphorn, D. C. (2012). First record of Van den Berg's Pearlfish, *Austrolebias vandenbergi* Huber, 1995 (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Bolivia with comments on its diet and reproductive biology. *Check List*, 8(3), 589-591.
186. Moraes, M. B. & Braga, F. M. S. (2011) *Biologia populacional de Imparfinis minutus* (Siluriformes, Heptapteridae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, 33(3): 301-310.
187. Moreira C. R. F. C. Lima and W. J. E. M. Costa. 2002. *Hyphessobrycon moniliger* a new characid fish from rio Tocantins basin Central Brazil (Ostariophysi: Characiformes). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 13:73 - 80.
188. Moreira, L. H. A., Takemoto, R. M., Yamada, F. H., Ceschini, T. L. & Pavanelli, G. C. (2009). Ecological aspects of metazoan endoparasites of *Metynnis lippincotianus* (Cope, 1870) (Characidae) from Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Helminthologia*, 46, 214-219.
189. Moretto, E. M., Marciano, F. T., Velludo, M. R., Fenerich-Verani, N., Espíndola, E. L. G., Rocha, O. (2008). The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tiete River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Parana

190. Mundy B. C. 2005. Checklist of the fishes of the Hawaiian Archipelago. Bishop Museum Bulletins in Zoology 6:1 - 704.
191. Nakatani, K., Agostinho, A. A., Baumgartner, G., Bialezki, A., Sanches, P. V., Makrakis, M. C. & Pavanelli, C. S. (2001). Ovos e larvas de peixes de água doce. Maringá, EDUEM.
192. Neiff, J. J., Neiff, A. P. & Verón, M. B. C. (2009) The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotropical Ichthyology*, 7(1), 39-48.
193. Neto, C. S.; & Pinna, M. D. (2016). Redescription of *Ochmacanthus batrachostoma* (Miranda-Ribeiro, 1912)(Siluriformes: Trichomycteridae): a possible case of incipient pedomorphism. *Neotropical Ichthyology*, 14(1), e150030.
194. Netto-ferreira, A. L., Albrecht, M. P., Nessimian, J. L. & Caramaschi, E. P. (2007) Feeding habits of *Thoracocharax stellatus* (Characiformes: Gasteropelecidae) in the upper rio Tocantins, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1), 69-74.
195. Neves, M. P.; Delariva, R. L.; & Wolff, L. L. (2015). Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. *Neotropical Ichthyology*, 13(1), 245-254.
196. Neves, R. C., Zeni, J. O. & Teresa, F. B. (2016) Influência do desmatamento sobre a alimentação de uma espécie de peixe generalista. III Congresso de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEG. Pirenópolis, Goiás.
197. Novakowski, G. C., Cassemiro, F. A. S. & Hahn, N. S. (2016) Diet and ecomorphological relationships of four cichlid species from the Cuiabá River basin. *Neotropical Ichthyology*, 14(3), e150151
198. Novakowski, G. C., Fugi, R. & Hahn, N. S. (2004). Diet and dental development of three species of *Roeboides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 2, 157-162.
199. Novakowski, G. C., Hahn, N. S. & Fugi, R. (2008). Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, 6, 567-576.
200. Novakowski, G. C.; Cassemiro, F. A.; & Hahn, N. S. (2016). Diet and ecomorphological relationships of four cichlid species from the Cuiabá River basin. *Neotropical Ichthyology*, 14(3), e150151.
201. Nunes, D. M.; Pellanda, M.; & Hartz, S. M. (2004). Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *O. robustus* (Characiformes, Characidae) na Lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia: série zoologia, Porto Alegre*. Vol. 94, n. 1 (2004), p. 5-11.
202. Oliveira, C. L.; Fialho, C. B.; & Malabarba, L. R. (2010). Reproductive period, fecundity and histology of gonads of two cheirodontines (Ostariophysi: Characidae) with different reproductive strategies-insemination and external fertilization. *Neotropical Ichthyology*, 8(2), 351-360.

203. Oliveros, O. B., 1980. Campana limnológica ,Keratella I' en el Rio Parana medio: aspectos troficos de peces de ambientes leniticos. *Ecologia* 4: 115–126.
204. Oricolli M. C. G. and S. T. Bennemann. 2006. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi Estado do Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 28:59 - 63.
205. Ota, R. P. (2010) Revisão taxonômica das espécies de *Hemigrammus* Gill, 1858 (Characiformes: Characidae) da bacia do rio Paraguai. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 124 fl.
206. Ottoni, F. P. & Katz, A. M. (2017). Feeding ecology of the genus *australoheros* (Teleostei: Cichlinae) based on examined specimens and literature information. *Boletim do laboratório de hidrobiologia*, 27, 13-18.
207. Oyakawa O.T. 1998. Catálogo dos tipos de peixes recentes do Museu de Zoologia da USP. I. Characiformes (Teleostei: Ostariophysi). *Papéis Avulsos de Zoologia* 39:443 - 507.
208. Pagel, I. A.; & Sosinski, L. T. W. (2016). Guia de Identificação de Peixes Associados a Lavouras de Arroz Irrigado do Extremo Sul do Rio Grande do Sul. Embrapa Clima Temperado-Documents (INFOTECA-E).
209. Pereira, P. R. (2010). Estrutura trófica de assembleias de peixes em praias do trecho médio dos rios Araguaia e Tocantins, Estado do Tocantins, Brasil. Unpublished Master Dissertation, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 67p.
210. Peretti, D. & Andrian, I. F. (2004). Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fish.* 71, 95-103.
211. Perez-Junior, O. R.; & Garavello, J. C. (2007). Ictiofauna do Ribeirão do Pântano, afluente do Rio Mogi-Guaçu, Bacia do Alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil Ichthyofauna of Pântano stream, tributary of Mogi-Guaçu river, alto Paraná river basin, São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97(3),
212. Pialek, L.; Rican, O.; Casciotta, J.; & Almiron, A. (2010). *Crenicichla hu*, a new species of cichlid fish (Teleostei: Cichlidae) from the Paraná basin in Misiones, Argentina. *Zootaxa*, 2537(1), 33-46.
213. Pinheiro, D. T.; Corrêa, J. M. S.; Chaves, C. S.; Campos, D. P. F.; da Ponte, S. C. S.; & Zacardi, D. M. (2016). Diversidade e distribuição da ictiofauna associada a bancos de macrófitas aquáticas de um lago de inundação amazônico, estado do Pará, Brasil/Distribution and ichthyofauna diversity
214. Pinto, T. L. F. & Uieda, V. S. (2007) Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1), 67-78.
215. Polaz, C. N. (2013) Caracterização da Ictiofauna e Aplicação do índice de Integridade Biótica no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé, MT. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos

216. Polesel, M. G. I. & Poi, A. S. G. (2016). Alimentación de *Characidium rachovii* (Characiformes: Crenuchidae) y *Pyrrhulina australis* (Characiformes: Lebiasinidae) en lagunas someras de la provincia de Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 64, 603-615.
217. Pollux, B. J. A., Pires, M. N., banet, A. I. & Reznick, D. N. (2009) Evolution of Placentas in the Fish Family Poeciliidae: An empirical study of macroevolution. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 271-89.
218. Pompeu, P. S.; & Godinho, H. P. (2003). Dieta e estrutura trófica das comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco, p. 183-194. In: H.P. GODINHO, & A.L. GODINHO. (Eds). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte, PUC Minas, 468p
219. Pouilly, M.; Yunoki, T.; Rosales, C.; & Torres, L. (2004). Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish*, 13(4), 245-257.
220. Py-Daniel, L. H. R. & Fernandes, C. C. (2005). Dimorfismo sexual em Siluriformes e Gymnotiformes (Ostariophysi) da Amazônia. *Acta Amazonica*, 35, 97-110.
221. Queiroz, L. J. (2009) Taxonomia e padrões de distribuição de cascudinhos do gênero *Hypoptoma* do grupo gulare (Siluriformes, Loricariidae) na bacia Amazônica. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus - AM.
222. Quirino, B. A., Carniatto, N., Gaiotto, J. V. & Fugi, R. (2015). Seasonal variation in the use of food resources by small fishes inhabiting the littoral zone in a Neotropical floodplain lake. *Aquatic Ecology*, 49, 431-440.
223. Reis R. E. 2003. Family Calliichthyidae. Pages 291 - 309 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
224. Reis R. E. L. R. Malabarba and C. S. Pavanelli. 1992. *Gymnogeophagus setequedas* (Teleostei: Atherinidae) of Australia and New Guinea with an analysis of three species. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 3:265 - 272.
225. Resende, E. K. 2003. Migratory Fishes of the Paraguay-Paraná Basin - Excluding the Upper Paraná Basin. Pages 99-155 in Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross and A. Baer, editors. *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust, The World Bank, O
226. Resende, E. K., Pereira, R. A. C., Almeida, V. L. L. & Silva, A. G. (1996) Alimentação de peixes carnívoros da planície de inundação do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP. 36 p. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 3).
227. Reynalte-Tataje et al., 2012. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil
228. Reys, P., J. Sabino, & Galetti, M. (2009). Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. *Acta Oecologica*, 35, 136-141.

229. Riede K. 2004. Global register of migratory species - from global to regional scales. Final Report of the R&D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation Bonn Germany.
230. Riehl, R. & Baensch, H. A. (1985). Aquarien atlas (v2). Melle, Mergus.
231. Rodrigues, S. S., Navarro, R. D. & Menin, E. (2008). Anatomia do tubo digestório de *Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski, 1998 (Characiformes, Anostomidae) em relação ao seu hábito alimentar. *Bioscience Journal*, 24, 86-95.
232. Rondineli, G. R.; & Braga, F. M. D. S. (2009). Biologia populacional de *Corydoras flaveolus* (Siluriformes, Callichthyidae) no Rio Passa Cinco, sub-bacia do Rio Corumbataí, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 9(4), 45-53.
233. Rota, F. T., Suárez, Y. R. & Lima Júnior, S. E. (2006). Ecologia Alimentar de *Oligossarcus pintoii* (Campos, 1945) (Characidae, Acestrorhynchinae) em riachos da cidade de Dourados-MS. In: 17º Encontro de Biólogos do CRBio-1, 2006, Santos.
234. Sabaj M. H. and C. J. Ferraris Jr. 2003. Family Doradidae. Pages 456 - 469 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
235. Sabaj, M. H., Armbruster, J. W. & Page, L. M. (1999) Spawning in *Ancistrus* (Siluriformes: Loricariidae) with comments on the evolution of snout tentacles as a novel reproductive strategy: larval mimicry. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 10,(3),217 - 229.
236. Sacramento, P. A. (2011) Fontes de energia e estrutura trófica de peixes em riachos Neotropicais. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
237. Salvador-Jr., L. F., Salvador, G. N. & Santos, G. B. (2009) Morphology of the digestive tract and feeding habits of *Loricaria lentiginosa* Isbrucker, 1979 in a Brazilian reservoir. *Acta Zoologica*, 90, 101-109.
238. Sanches, A. & Galetti Júnior, P. M.. (2007). Genetic evidence of population structuring in the neotropical freshwater fish *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850). *Brazilian Journal of Biology*, 67(4, Suppl.), 889-895.
239. Santos G. M Ferreira E. and Zuanon J. 2006. Peixes comerciais de Manaus. IBAMA-AM Provárzea Manaus Brazil.
240. Santos, C. L., Santos, I. A. & Silva, C. J. (2009) Ecologia trófica de peixes ocorrentes em bancos de macrófitas aquáticas na baía Caiçara, Pantanal Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Biociências*, 7(4), 473-476.
241. Santos, J. E. D.; Bazzoli, N.; Rizzo, E.; & Santos, G. B. (2004). Reproduction of the catfish *Iheringichthys labrosus* (Lütken)(Pisces, Siluriformes) in Furnas reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2), 193-200.

242. Santos, R. L. D. (2013). Status taxonômico das populações de *Ancistrus* (Siluriformes: Ioricariidae) em afluentes do alto rio Aquidauana. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Fundação Universidade Federal de Mato Grosso
243. Sarmento-Soares, L. M.; & Birindelli, J. L. O. (2015). A new species of the catfish genus *Centromochlus* (Siluriformes: Auchenipteridae: Centromochlinae) from the upper rio Paraná basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 13(1), 77-86.
244. Sazima I. F. A. Machado and J. Zuanon. 2000. Natural history of *Scoloplax empousa* (Scoloplacidae) a minute spiny catfish from the Pantanal wetlands in western Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 11:89 - 95.
245. Scarabotti, P. A., Demonte, L. D. & Pouilly, M. (2017) Climatically seasonality, hydrological variability, and geomorphology shape fish assemblage structure in a subtropical floodplain. *Freshwater Science*, 36(3),
246. Schalk, C. M.; Montaña, C. G.; & E Libson, M. (2014). Reproductive strategies of two Neotropical killifish, *Austrolebias vanderbergi* and *Neofundulus ornatipinnis* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) in the Bolivian Gran Chaco. *Revista de biologia tropical*, 62(1), 102-111.
247. Schneider, M., Aquino, P. P. U., Silva, M. J. M. & Fonseca, C. P. (2011) Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. *Neotropical Ichthyology*, 9(3), 579-592.
- 248 Scott W. B. and E. J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184:1 - 966.
249. Selmo, A. T. (2010) Estudo comparado da dieta de duas espécies simpátricas de *Gymnogeophagus* (Perciformes, Cichlidae) em um riacho no sul do Brasil. Unpublished. TCC. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
250. Severo-Neto, F., Teresa, F. B. & Froehlich, O. (2015). Ecomorphology and diet reflect the spatial segregation between two Siluriformes species inhabiting a stream of the Bodoquena Plateau, in Central Brazil. *Iheringia*, 105, 62-68.
251. Shibatta O. A. 2003. Family Pseudopimelodidae. Pages 401 - 405 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
252. Shibatta, O. A.; Orsi, M. L.; Bennemann, S. T.; & Silva-Souza, A. T. (2002). Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. A bacia do rio Tibagi. Londrina: ME Medri, 403-423.
253. Sigler W. F. and J. W. Sigler. 1987. Fishes of the Great Basin: a natural history. Reno: University of Nevada Press.
254. Silva J. C. R. L. Delariva and K. O. Bonato. 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10:389 - 399.

255. Silva, M. R. da; & Hahn, N. S. (2009). Influência da dieta sobre a abundância de *Moenkhausia dichroua* (Characiformes, Characidae) no reservatório de Manso, Estado de Mato Grosso. *Iheringia. Série Zoologia*, 99(3), 324-328.
256. Silva, S. A. A. (2012) Monitoramento e resgate da ictiofauna no rio Teles Pires, na área de influência da Usina hidrelétrica Colíder - MT. Projeto Peixes Colíder. Relatório Trimestral, 2a coleta.
257. Silvano, R. A. M. (2001) Peixes do alto Rio Juruá (Amazonas, Brasil). São Paulo: EDUSP. 300 p.
258. Silveira, L. G.; Langeani, F.; Graça, W. J. D.; Pavanelli, C. S.; & Buckup, P. A. (2008). *Characidium xanthopterus* (Ostariophysi: Characiformes: Crenuchidae): a new species from the central Brazilian Plateau. *Neotropical Ichthyology*, 6(2), 169-174.
259. Silveira, R. M. L.; & Weiss, B. (2014). Evidence for herbaceous seed dispersal by small-bodied fishes in a Pantanal seasonal wetland. *Brazilian Journal of Biology*, 74(3), 588-596.
260. Sivasundar, A., Bermingham, E. & Orti, G. (2001) Population structure and biogeography of migratory freshwater fishes (*Prochilodus*: Characiformes) in a major South American rivers. *Molecular ecology*, 10, 407-417.
261. Skóra-Neto, F. (2013) Obras de Infraestrutura hidrológica e invasões de peixes de água doce na região Neotropical: Implicações para homogeneização biótica e hipótese de Naturalização de Darwin. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
262. Smith, W. S., Biagioni, R. C. & Halcsik, L. (2013). Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 13, 175-181.
263. Soneira, P., Bechara, J. A., Almirón, A. & Casciotta, J. (2004) Estudio comparativo de la alimentación de *Hemigrammus mahnerti* y *Hemigrammus ulreyi* (Pisces, Characidae) en los Esteros del Iberá. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas*, Universidad Nacional del Nordeste.
264. Sottini, R. G. & Rossi, L. M. (2006) Dieta de juveniles de *Pimelodus albicans Valenciennes 1840* (Pisces, Pimelodidae) en el tramos inferior del río Salado (Provincia de Santa Fe, Argentina). *Natura Neotropicalis* 37(1-2), 55-60.
265. Souza Filho, P. S. & Casatti, L. (2010). História de vida de *Laetacara aff. araguaiae* Ottoni & Costa, 2009 (Perciformes, Cichlidae) em dois riachos no Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 10, 153-158.
266. Souza, J. E. (2001) Ecologia trófica da ictiofauna e simpatria de espécies congênicas no córrego da Lapa, bacia do Alto Paraná, Estado de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
267. Stefani, P. M. (2010). Ecologia trófica e ecomorfologia de peixes em um trecho do Alto Rio São Francisco impactado pela transposição do Rio Piumhi, com ênfase nas espécies *Pimelodus fur* Lütken, 1874 e *Leporinus reinhardti* Lütken, 1875. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologi

268. Strictar-Pereira, L., Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (2010). Cage culture with tilapia induces alteration in the diet of natural fish populations: the case of *Auchenipterus osteomystax*. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 1021-1030.
269. Suárez Y. R. J. P. Silva L. P. Vasconcelos and W. F. Antonialli-Júnior. 2009. Ecology of *Phallotorynus pankalos* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in a first-order stream of the upper Paraná Basin. *Neotropical ichthyology* 7:49 - 54.
270. Suzuki H. I. C. K. Bulla A. A. Agostinho and L. C. Gomes. 2005. Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. Pages 223 - 236 in Rodrigues L. S. M. Thomaz A. A. Agostinho and L. C. Gomes editors. *Biocenose em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. RiMA Londrina Brazil
271. Suzuki, F. M., Zambaldi, L. P. & Pompeu, P. S. (2010) Uso de marcação e recaptura para estimar a abundância e densidade de *Trichomycterus brasiliensis* (Siluriformes, Trichomycteridae) em poções do córrego da Bexiga, Carrancas, Minas Gerais, Brasil. *Boletim do Museu Biológico Mello Leitão*, 28, 8
272. Suzuki, H. I., Pelicice, F. M., Luiz, E. A., Latini, J. D. & Agostinho, A. A. (2004). Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná river floodplain. In: *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain: LTER - site 6 - (PELD sítio 6)* (Eds. A. A. Agostinho, L.
273. Suzuki, H. I., Vazzoler, A. E. M. A., E. E. Marques, M. A. P. Lizama & P. Inada. 2004. Reproductive Ecology of the fish assemblages. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation* (Eds. S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & N. S. Hahn) pp. 271-192. Leiden, Ba
274. Sverlij, S. B., Schenke, R. L. D., López, H. L. & Ros, A. E. *Peces del Rio Uruguay*. CARU. http://www.caru.org.uy/web/pdfs_publicaciones/Peces-del-Rio-Uruguay.pdf
275. Teixeira I. and S. T. Bennemann. 2007. Ecomorphology reflect the fish diet in a reservoir in South Brazil. *Biota Neotropica* 7: 67 - 76.
276. Teresa, F. B. & Casatti, L. (2012) Influence of forest cover and mesohabit types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 433-442.
277. Teresa, F. B. & Gonçalves-de-Freitas, E. (2011). Reproductive behavior and parental roles of the cichlid fish *Laetacara araguaiae*. *Neotropical Ichthyology*, 9, 355-362.
278. Tesk, A., Matos, L. S., Parisotto, D. C., Cabeceira, F. G. & Carvalho, L. N. (2014). Dieta do peixe elétrico *Gymnorhamphichthys petiti* Géry & Vu-Tân-Tue, 1964 (Rhamphichthyidae), em Riachos da Bacia do Rio Teles Pires, Amazônia Meridional. *Biosciences Journal*, 30, 1573-1577.
279. Tondato, K. K.; Fialho, C. B.; & Suárez, Y. R. (2014). Reproductive ecology of *Odontostilbe pequirá* (Steindachner, 1882)(Characidae, Cheirodontinae) in the Paraguay River, southern Pantanal, Brazil. *Environmental biology of fishes*, 97(1), 13-25.
280. Trindade, P. A. de A.; Oliveira, J. C. S. de.; Vasconcelos, H. C. G.; & Pinto, A. J. de A. (2014). Aspectos da Estrutura Populacional do *Trachelyopterus coriaceus*, Amarra Tarrafa, Valenciennes, 1840 (Siluriformes, Auchenipteridae) na APA do Rio Curiaú, Estado do Amapá, Brasil. *Biota Amazônia*, 4

281. Turner J. L. 1966. Distribution and food habits of ictalurid fishes in the Sacramento-San Joaquin Delta. Pages 130 - 143 in Turner J. L. and D. W. Kelly editors. Ecological Studies of the Sacramento -San Joaquin Delta. Part II Fishes of the Delta Fisheries Bulletin.
282. UEM/Nupélia-Furnas Centrais Elétricas. (2005). Biologia pesqueira e pesca na área de influência do APM Manso. Final Report, Part 1.
283. Vari R. P. 2003. Family Curimatidae. Pages 51 - 64 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
284. Vari R. P. and C. J. Ferraris Jr. 2003. Cetopsidae (Whale catfishes). Pages 257 - 260 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
285. Vasconcelos, L. P., Alves, D. C. & Gomes, L. C. (2014). Fish reproductive guilds downstream of dams. *Journal of Fish Biology*, 85, 1489-1506.
286. Vasconcelos, L. P., Alves, D. C. & Gomes, L. C. (2014). Spatial and temporal variations among fish with similar strategies: patterns of reproductive guilds in a floodplain. *Hydrobiologia*, 726, 213-228.
287. Vázquez, G. R., Cuña, R. H., Mejjide, F. J. & Guerrero, G. A. (2012) Spermatogenesis and changes in testicular structure during the reproductive cycle in *Cichlasoma dimerus* (Teleostei, Perciformes). *Acta Zoologica*, 93(3), 338-350.
288. Velludo, M. R. (2007). Ecologia trófica da comunidade de peixes do reservatório do Lobo (Broa), Brotas-Itirapina/SP, com ênfase à introdução recente da espécie alóctone *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae). Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. C
289. Vergara, J.; Azpelicueta, M. D. L. M.; & Garcia, G. (2008). Phylogeography of the Neotropical catfish *Pimelodus albicans* (Siluriformes: Pimelodidae) from río de la Plata basin, South America, and conservation remarks. *Neotropical Ichthyology*, 6(1), 75-85.
290. Vieira, E. F., Isaac, V. J. & Fabr e, N. N. (1999). Biologia reprodutiva do tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818 (Teleostei, Serrasalminidae), no baixo amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 29, 625-638.
291. Vitule, J. R. S., Umbria, S. C. & Aranha, J. M. R. (2006). Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions*, 8, 677-681.
292. Weber C. 2003. Subfamily Hypostominae. Pages 351 - 372 in Reis R. E. S. O. Kullander and C. J. Ferraris Jr. Check list of freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs Porto Alegre Brazil.
293. Weiss, F. E. (2013). Sistemática e taxonomia de *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887)(CHARACIFORMES: CHARACIDAE). Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 227p."

294. Weitzman, S. H. & Burns, J. R. 1995. Glandulocaudine fishes: a brief history from the perspective of the biologist/aquarist. *TROP. FISH HOBBYIST* 44(2): 102-113.
295. Winemiller, K. O. & Taphorn, D. C. (1989). La evolución de las estrategias de la vida en los peces de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania*, 6, 77-122.
296. Wolff, L. L.; Hreciuk, E. R.; Viana, D.; Zaleski, T.; & Donatti, L. (2007). Population structure of *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)(Cyprinodontiformes, Poeciliidae) collected in a brook in Guarapuava, PR. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3), 417-423.
297. Wosiacki, W. B.; & de Pinna, M. (2008). A new species of the Neotropical catfish genus *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) representing a new body shape for the family. *Copeia*, 2, 273-278.
298. Yabe, R. de S.; & Bennemann, S. T. (1994). Regime alimentar de *Schizodon intermedius* Garavello & Britski do rio Tibagi, Paraná, e sua relação com algumas características morfológicas do trato digestivo (Osteichthyes, Anostomidae) Diet composition of *Schizodon intermedius* Garavello & Britski of
299. Yafe A. M. Loureiro F. Scasso and F. Quintans. 2002. Feeding of two Cichlidae species (Perciformes) in an hypertrophic urban lake. *Iheringia Série Zoologia* 92:73 - 79.
300. Zaniboni-Filho, E., Meurer, S., Sgibatta, O. A. & Nuñez, A. P. O. Catálogo Ilustrado de peixes do alto rio Uruguai. Florianópolis: Ed da UFSC: Tractebel Energia, 2004. 128 p.
301. Zaniboni-Filho, E., Meurer, S., Shibatta, O. A. & Nuñez, A. P. O. (2004). Catálogo ilustrado de peixes do alto Rio Uruguai. Florianópolis, UFSC: Tractebel Energia.
302. Zarske A. P. Le Bail and J. Gery. 2005. New and poorly known Characiform fish from French Guiana. 1. Two new Tetras of the genera *Hemigrammus* and *Hyphessobrycon* (Teleostei: Characiformes: Characidae). *Zoologische Abhandlungen-Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden* 55:17 - 30.
303. Ziober, S. R., Bialetzki, A., Mateus, L. A. F. (2012). Effect of abiotic variables on fish eggs and larvae distribution in headwaters of Cuiabá River, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 123-132.

APPENDIX C - Table S3. Brief description of the traits used in the functional analysis.

Biological Attribute	Description	Code
<i>Body morphology</i>		
Maximum length	Maximum total body length (cm)	MaxL
Behaviour		
Vertical position	Benthic	VPBEN
	Non-benthic	VPNBEN
Life history		
Longevity	Maximum potential life span (years) (Females)	LONG
Age at maturation	Mean age at maturation (years) (Females)	AGEMAT
Parental care	Metric representing the total energetic contribution of parents to their offspring (after Winemiller 1989)	PC
Total Fecundity	Total number of eggs or offspring per breeding season	TFEC
Egg size	Mean diameter of mature (fully yolked) ovarian oocytes (mm)	EGGS
Movement classification		
	No known movement associated with reproduction	MVT1

	Potamodromous (spawning migration)	MVT2
	Amphidromous	MVT5
	Anadromous	MVT6
	Catadromous	MVT7
<hr/>		
Trophic guild		
	Herbivore-detritivore (ca. > 25% plant matter)	TG1
	Omnivore (ca. 5 - 25% plant matter)	TG2
	Invertivore	TG3
	Invertivore-piscivore (>10% Fish)	TG4
<hr/>		
Physiology	Maximum temperature between cells occupied by species	TMAX
	Minimum temperature between the cells occupied by species	TMIN

Fonte: Oliveira, Anielly Galego, 2018.

References for more information on Methods:

Olden, J.D. & Kennard, M.J. (2010). Intercontinental convergence of fish life history strategies along a gradient of hydrologic variability. Pp. 83–107 In: Community Ecology of Stream Fishes: Concepts, Approaches, and Techniques. (Eds) K.B. Gido & D.A. Jackson. American Fisheries Society, Symposium 73, Bethesda, Maryland.

Sternberg, D. & Kennard, M.J. (2013). Environmental, spatial and phylogenetic determinants of fish life-history traits and functional composition of Australian rivers. *Freshwater Biology*. 58: 1767–1778.

Sternberg, D. & Kennard, M.J. (2014). Phylogenetic effects on functional traits and life history strategies of Australian freshwater fish. *Ecography*. 37: 54–64.

Sternberg, D., Kennard, M.J. & Balcombe, S.R. (2014). Biogeographic determinants of Australian freshwater fish life-history indices assessed within a spatio-phylogenetic framework. *Global Ecology and Biogeography*. 23: 1387–1397

APPENDIX D - Table S4. Traits of life history and morphometry of fishes from Murray-Darling Basin, Australia (See Table S1 for acronyms).

Species	TMAX	TMIN	MaxL	VPBEN	VPNBEN	LONG	AGEMAT	MVT1	MVT2	MVT5	MVT7	PC	TFEC	EGGS	TG1	TG2	TG3	TG4
<i>Ambassis agassizii</i>	353.67	18.72	8.0	1	0	4	1.0	1	0	0	0	1	750.00	0.53	0	0	1	0
<i>Bidyanus bidyanus</i>	348.32	-2.04	60.1	1	0	26	4	0	1	0	0	0	400000.00	1.2	0	0	1	0
<i>Craterocephalus stercusmuscarum</i>	333.71	-2.04	12.5	1	0	3	0.9	1	0	0	0	1	500.00	1.17	0	1	0	0
<i>Gadopsis marmoratus</i>	309.76	-18.98	62.5	0	1	13	2.0	1	0	0	0	2	750.00	4.00	0	0	1	0
<i>Galaxias brevipinnis</i>	285.65	-20.74	28.0	1	0	8	1.5	0	0	1	0	1	20000.00	1.95	0	0	1	0
<i>Galaxias maculatus</i>	285.43	-13.31	19.0	1	0	3	1.0	0	0	0	1	1	10000.00	1.00	0	0	1	0
<i>Galaxias olidus</i>	316.23	-33.02	14.5	1	0	4	1.0	0	1	0	0	1	400.00	2.00	0	0	1	0
<i>Galaxias oliros</i>	283.6	-20.21	15.0	1	0	3	1	0	1	0	0	1	7000.00	0.75	0	0	1	0
<i>Galaxias arcanus</i>	303.36	-30.52	20.0	1	0	8	1.5	0	0	1	0	0	16000.00	1.20	0	0	1	0
<i>Hypseleotris klunzigeri</i>	349.24	-5.4	6.0	0	1	3	1.0	1	0	0	0	2	1350.00	0.45	0	0	1	0
<i>Leiopotherapon unicolor</i>	362.79	19.94	33.0	1	0	5	0.5	0	1	0	0	1	100000.00	0.60	0	1	0	0
<i>Maccullochella macquariensis</i>	314.58	-18.98	110.0	1	0	48	4	1	0	0	0	2	150000.00	2.40	0	0	0	1
<i>Maccullochella peelli peellii</i>	349.24	-4.49	180.0	1	0	48	4	1	0	0	0	2	100000.00	3.25	0	0	0	1
<i>Macquaria ambigua ambigua</i>	359.84	-18.4	70.0	1	0	15	4.0	0	1	0	0	0	400000.00	1.10	0	0	0	1
<i>Macquaria australasica</i>	292.07	-32.03	40.0	1	0	15	2.5	0	1	0	0	1	48000.00	1.50	0	0	1	0
<i>Melanotaenia fluviatilis</i>	357.4	4.49	11.0	1	0	3	0.8	1	0	0	0	1	300.00	1.00	0	0	1	0
<i>Mogurnda adspersa</i>	322.37	-5.25	14.0	0	1	3	0.5	1	0	0	0	2	500.00	1.03	0	0	1	0

<i>Nannoperca</i>																		
<i>australis</i>	297.3	-20.21	8.5	1	0	5	0.8	1	0	0	0	1	4000.00	0.85	0	0	1	0
<i>Nematolosa erebi</i>	358.73	12.57	47.0	1	0	5	1.0	1	0	0	0	0	300000.00	0.42	1	0	0	0
<i>Neosilurus hyrtlii</i>	363.5	30.55	50.0	0	1	5	1.0	0	1	0	0	1	10000.00	1.30	0	0	1	0
<i>Philypnodon</i>																		
<i>grandiceps</i>	319.6	-12.9	12.0	0	1	3	1.0	1	0	0	0	2	2000.00	1.50	0	0	1	0
<i>Philypnodon</i>																		
<i>macrostomus</i>	312	-21.31	5.0	0	1	3	1.0	1	0	0	0	2	250.00	0.70	0	0	1	0
<i>Retropinna</i>																		
<i>semoni</i>	347.78	-5.4	10.0	1	0	2	0.5	1	0	0	0	1	1000.00	0.73	0	0	1	0
<i>Tandanus</i>																		
<i>tandanus</i>	349.99	-6.53	90.0	0	1	12	4.0	1	0	0	0	4	20000.00	2.50	0	0	1	0

Fonte: Oliveira, Anielly Galego, 2018.