

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

PATRICIA SARAI DA SILVA

**Tributários de um grande reservatório Neotropical: influência de
variáveis ambientais e da paisagem no ictioplâncton e assembleia de
peixes**

Toledo

2019

PATRICIA SARAI DA SILVA

**Tributários de um grande reservatório Neotropical: influência de
variáveis ambientais e da paisagem no ictioplâncton e assembleia de
peixes**

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

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maristela Cavicchioli Makrakis

Toledo 2019

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

da Silva, Patricia Sarai

Tributários de um grande reservatório Neotropical: influência de variáveis ambientais e da paisagem no ictioplâncton e assembleia de peixes : Tributários como preservação da Biodiversidade: Uma perspectiva do ictioplâncton do alto rio Paraná severamente apreendido; Composição e estrutura da assembleia de peixes de tributários de um grande reservatório Neotropical: influência local e características da paisagem / Patricia Sarai da Silva; orientador(a), Maristela Cavicchioli Makrakis, 2019.

78 f.

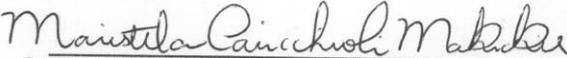
Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Toledo, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Graduação em Engenharia de Pesca Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2019.

1. hidrelétricas. 2. áreas protegidas. 3. inundação. 4. variáveis ambientais. I. Cavicchioli Makrakis, Maristela. II. Título.

PATRICIA SARAI DA SILVA

"Tributários de um grande reservatório Neotropical: influência de variáveis ambientais e da paisagem no ictioplâncton e assembleia de peixes"

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, área de concentração Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, linha de pesquisa Manejo e Conservação de Recursos Pesqueiros de Águas Interiores, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:


Orientador(a) - Maristela Cavicchioli Makrakis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Toledo (UNIOESTE)


Aldi Feiden

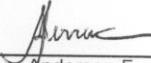
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Toledo (UNIOESTE)


Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Toledo (UNIOESTE)


Participação por vídeo conferência
João Henrique Pinheiro Dias

Universidade Estadual Paulista (UNESP)


Anderson Ferreira

Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

Toledo, 8 de março de 2019

AGRADECIMENTOS

À Deus que me deu a vida e tem me amparado, dado forças, saúde, proteção, enfim, cuidado de mim;

Ao Programa de Pós-Graduação em Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – PREP;

À Fundação Araucária pela bolsa concedida;

À minha orientadora Prof.^a Dr.^a. Maristela Makrakis pela confiança e liberdade dada para a execução deste trabalho ao longo dos anos;

Ao professor Prof.^a Dr. Sergio Makrakis, líder do Grupo de Pesquisas em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos - GETECH, pela oportunidade dada, incentivo e por todas as condições para a execução do trabalho;

A todos que auxiliaram durante as coletas: Tiago Vitor Chlusewicz que comigo começou as coletas de recrutamento, enfrentando o período mais difícil. Regis Nunes Piana que deu continuidade. Dhonatam Oliveira que me substituiu quando eu não pude ir. Fabio Luiz Paetzholdt com quem trabalhei a maior parte dos anos, tanto coletando quanto realizando a biometria dos peixes. Rafael Chavaretto que prontamente aceitou executar o último ano de coletas;

À Companhia Energética de São Paulo – CESP pelo apoio financeiro e logístico (Valmir Evangelista, Hugo Marques, João Willie e Sergio Bovolenta) para a execução da pesquisa;

À minha grande amiga Lucileine de Assumpção que sempre ajudou nas triagens das amostras sendo importante para que a mesma ficasse em dia, além de ajudar na biometria dos peixes, análises de dados, enfim sempre que precisei;

Ao Jhony que aceitou fazer o mapeamento da classificação da paisagem;

As pessoas que fazem parte do Getech (Suelen, Adriane, Wane, Diego, Leandro) pelo carinho e palavras de incentivo;

Ao meu esposo Lucas Berger pelo apoio e compreensão quando eu estive ausente;

A todas as pessoas que contribuíram diretamente ou indiretamente para a construção deste trabalho, um trabalho que se iniciou a mais de dez anos.

Tributários de um grande reservatório Neotropical: influência de variáveis ambientais e da paisagem no ictioplâncton e assembleia de peixes

RESUMO

1. As grandes barragens ao longo dos rios têm ocasionado grandes impactos para as comunidades de peixes, principalmente para grandes espécies migratórias que têm suas rotas de migração bloqueadas. Quando isso ocorre tributários laterais podem ser uma alternativa para estas espécies, tendo em vista que tributários podem enriquecer a diversidade de peixes no rio principal, fornecendo condições ambientais diversas, acesso ao habitat de desova, refúgio para fases iniciais da vida, e promovendo a heterogeneidade ecológica, e assim a diversidade de nicho.

2. Padrões de distribuição e a influência da vazão na distribuição do ictioplâncton foram verificados em tributários do reservatório de Porto Primavera, além disso, analisadas a abundância e a estrutura da assembleia de peixes e como elas respondem às variações ambientais e características de paisagem local. Para tal foram realizadas coletas durante os anos de 2007 a 2010 e de 2011 a 2018.

3. Verificamos que a vazão diferiu entre os tributários e ao longo dos anos, e isto promoveu variações nas densidades de ovos e larvas de peixes entre os tributários e anos, bem como os tributários apresentaram diferentes espécies de larvas, incluindo várias migradoras de longas distâncias. Em relação à assembleia de peixes, espécies com diferentes estratégias reprodutivas ocorreram nos tributários. A composição das espécies de peixes do rio Aguapeí foi diferente dos demais tributários, bem como este rio apresentou as maiores abundâncias de peixes, inclusive de espécies migradoras de longa distância, e possivelmente diferentes características da paisagem e das variáveis ambientais contribuíram para isto.

4. Os tributários do Reservatório de Porto Primavera (Aguapeí, Verde e Pardo) apresentam papel relevante para as espécies de peixes, haja vista que funcionam não somente como áreas de desova, mas também como áreas berçários e de crescimento, dispendo de áreas de várzea e lagoas marginais com condições ideais para as espécies completarem seu ciclo de vida. Assim, estes tributários podem mitigar a influência adversa de um grande sistema de rio regulado.

Palavras-chave: vazão, áreas de desova, paisagem, rio Paraná

Tributaries of a large Neotropical reservoir: influence of environmental variables and landscape in the ichthyoplankton and fish assemblage

ABSTRACT

1. The large dams along the rivers have major impacts on fish communities, especially on large migratory species that have their migration routes blocked. When this occurs lateral tributaries may be an alternative for these species, since tributaries can enrich the diversity of fish in the main river, providing diverse environmental conditions, access to the spawning habitat, refuge for early stages of life, and promoting heterogeneity ecological, and so niche diversity.

2. Distribution patterns and the influence of the discharge in the ichthyoplankton were verified in tributaries of the Porto Primavera Reservoir, as well as the abundance and the structure of the fish assembly were analyzed and verified how they respond to the environmental variations and local landscape characteristics. For this purpose, we collected data from 2007 to 2010 and 2011 to 2018.

3. We verified that the discharge differed between tributaries and over the years, and this promote variations in the density of eggs and larvae of fish between tributaries and years, as well as the tributaries presented different larval species, including many long-distance migratory. In relation to the fish assemblage, the composition of fish species of the Aguapeí River was different from the other tributaries. The composition of the fish species of the Aguapeí River was different from the other tributaries, as well as this river presented the greatest abundance of fish, including long-distance migratory species, and possibly the different characteristics of the landscape and environmental variables contributed to this.

4. The tributaries of the Porto Primavera Reservoir (Aguapeí, Verde and Pardo) play a relevant role for fish species, since they function not only as spawning areas, but also as nursery and growth habitats, promoting wetlands and marginal lagoons with ideal conditions for species to complete their life cycle. Thus, these tributaries can mitigate the adverse influence of a large regulated river system.

Keywords: discharge, spawning areas, landscape, Parana river

Tese elaborada e formatada conforme as
normas da publicação científica:

*Aquatic Conservation: Marine and Freshwater
Ecosystems.* Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/10990755/homepage/ForAuthors.html>.

SUMÁRIO

Capítulo 1: Tributários como preservação da Biodiversidade: Uma perspectiva do ictioplâncton do alto rio Paraná severamente apreendido	8
RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	10
2. MÉTODOS	11
2.1 Área de estudo	11
2.2 Ictioplâncton	13
2.3 Análises de dados	14
2.3.1 Ictioplâncton relativo à vazão	14
2.3.2 Assembléias larvais em relação aos tributários e estações reprodutivas	15
2.3.3 Distribuição do ictioplâncton sobre a época de desova	15
3. RESULTADOS	16
3.1 Ictioplâncton relativo à vazão	19
3.2 Assembléias larvais em relação aos tributários e estações	20
3.3 Distribuição do ictioplâncton durante a estação reprodutiva	21
4. DISCUSSÃO	24
5. REFERÊNCIAS	26
Capítulo 2: Composição e estrutura da assembleia de peixes de tributários de um grande reservatório Neotropical: influência local e características da paisagem	32
1. INTRODUÇÃO	34
2. MATERIAIS E MÉTODOS	37
2.2 Área de Estudo	37
2.3 Coleta e análise de dados	40
2.3.1 Amostragem de peixes	40
2.4 Análise de dados	41

2.4.1	Composição e estrutura da Assembleia de peixes	41
2.4.2	Estratégias reprodutivas.....	42
2.4.3	Influência das Variáveis ambientais na abundância de peixes	42
2.5	Caracterização da paisagem.....	43
3.	RESULTADOS	44
3.2	Composição e estrutura da assembleia de peixes	44
3.3	Estratégias reprodutivas.....	50
3.4	Influência das Variáveis ambientais na abundância de peixes	54
3.5	Caracterização da paisagem e a relação com a abundância de peixes	55
4.	DISCUSSÃO.....	64
4.2	Composição e estrutura da assembleia de peixes	64
4.3	Estratégias reprodutivas.....	66
4.4	Influência das Variáveis ambientais na abundância de peixes	67
4.5	Caracterização da paisagem e a relação com a abundância de peixes	68
5.	CONCLUSÃO	69
6.	REFERÊNCIAS	70

Capítulo 1: Tributários como preservação da Biodiversidade: Uma perspectiva do ictioplâncton do alto rio Paraná severamente apreendido

RESUMO

1. Conservação das assembleias de peixes em rios severamente apreendido, muitas vezes tem-se centrado em fornecer conectividade longitudinal e lateral ao longo do rio principal. Menos atenção tem sido dada aos tributários, alguns dos quais ainda não apreendidos.
2. Este estudo mostra que a biodiversidade do ictioplâncton em tributários para o maior reservatório no Rio Paraná, Brasil, é semelhante ao dos afluentes do pouco trecho não apreendido do rio Paraná.
3. Variabilidade anual e sazonal na vazão dentro e entre os tributários atrai e suporta uma mistura diversificada de espécies em cada desova temporada.
4. Tributários enriquecem a diversidade de peixes de todo o sistema, fornecendo uma variedade de condições ambientais, acesso ao habitat de desova, refúgios para fases iniciais de vida, promovendo a heterogeneidade ecológica. Assim, os tributários podem atenuar a influência negativa de um rio principal apreendida.
5. Tributários também sustentam as populações de espécies ameaçadas e em perigo. Um foco nos tributários oferece alternativas de conservação que são mais viáveis, dada a escala grande número de represas construídas rio principal.
6. A conservação rio principal pode se concentrar em manter a passagem através de represas e acesso a grandes várzeas. Por outro lado, nos tributários, a conservação pode gerir a qualidade dos fluxos de água das bacias hidrográficas, preservando habitats e fluxos, e preservando o acesso a menores várzeas, mas mais numerosas.

Palavras-chave: rio, reservatório, avaliação de conservação, áreas protegidas, peixe, hidrelétricas, represamento

Capítulo 1: Tributaries as biodiversity preserves: an ichthyoplankton perspective from the severely impounded Upper Paraná River

ABSTRACT

1. Conservation of fish assemblages in severely impounded rivers has often focused on providing longitudinal and lateral connectivity along the mainstem. Less attention has been given to tributaries, some of which remain unimpounded.
2. This study shows that biodiversity of ichthyoplankton in tributaries to the largest reservoir in the Paraná River, Brazil, is similar to that of tributaries to the few remaining unimpounded stretches of the Paraná River.
3. Annual and seasonal variability in discharge within and among tributaries attracts and support a diverse mix of species each spawning season.
4. Tributaries enrich fish diversity of the entire system by providing a variety of environmental conditions, access to spawning habitat, refugia for early life stages, and overall promote ecological heterogeneity. Thus, tributaries can mitigate the adverse influence of an impounded mainstem.
5. Tributaries also support populations of endangered and threatened species. A focus on tributaries offers conservation alternatives that are more feasible given the scale and large number of impoundments constructed in the mainstem.
6. Conservation in the mainstem may emphasize maintaining passage through dams and access to large floodplains. Conversely, in tributaries conservation may emphasize managing quality of inflows from catchments, preserving suitable instream habitats and flows, and preserving access to smaller but more numerous floodplains.

Keywords: river, reservoir, conservation evaluation, protected areas, fish, hydropower, impoundment

1. INTRODUÇÃO

O rio Paraná ocupa a segunda maior bacia hidrográfica do América do Sul. Desde meados do século XIX, a bacia tem sido cada vez mais desenvolvida para a energia hídrica (Agostinho, Pelicice, Petry, Gomes, & Júlio, 2007). Atualmente, a bacia do Alto Rio Paraná, acima do reservatório de Itaipu inclui mais de 130 grandes barragens (ou seja, ≥ 10 m altura), captando cerca de 20% do rio, e cada uma com média de 10 000 ha (Agostinho, Gomes, Suzuki, & Júlio, 2003). Represamento do rio causou grandes problemas ambientais que afetaram as comunidades de peixes, e em particular as populações de grandes espécies que tiveram suas rotas de migração bloqueadas e acesso aos seus habitats específicos obstruídos (Pelicice & Agostinho, 2008). Fragmentação do habitat e redução ou supressão da desova áreas são fatores que podem resultar na extinção de espécies (Reynalte-Tataje et al., 2008).

A conservação das assembleias de peixes no rio Paraná tem se concentrado principalmente na proteção e fornecimento de conectividade longitudinal e lateral em vários habitats representados no rio principal (revisto por Pelicice, Pompeu, & Agostinho, 2015). De particular importância para conservação da biodiversidade é uma extensa várzea que se estende desobstruída por 230 km entre a jusante da usina de Porto Primavera e a montante do reservatório de Itaipu. Este trecho inclui alguns grandes tributários que permanecem livres de barramentos e foram reconhecidos como locais de desova para peixes de espécies migradoras de longa distância (Baumgartner et al., 2004; Baumgartner et al., 2008; Reynalte-Tataje, Agostinho, & Bialetzki, 2013). Menos atenção tem sido dada aos tributários de grandes reservatórios, alguns dos quais permanecem não regulados ou levemente regulados, com alguns pequenos reservatórios a montante. Tributários podem enriquecer a diversidade de peixes no rio principal, fornecendo condições ambientais diversas, acesso ao habitat de desova, refúgio para fases iniciais da vida, e promovendo a heterogeneidade ecológica, e assim diversidade de nicho (Moyle & Mount, 2007; Pracheil, Pegg & Mestl, 2009).

O momento da desova dos peixes nos rios depende das interações entre espécies, estratégias de história de vida, hidrologia e padrões sazonais no meio ambiente (Rodger, Mayes & Winemiller, 2016). Vazão é uma variável hidrológica que representa um dos principais gatilhos para a migração reprodutiva (Baran, 2006; Schmutz & Mielach, 2015). Assim, os períodos de alta vazão promovem a atividade reprodutiva (King, Tonkin, & Mahoney, 2008), densidade larval e taxa de deriva, permitindo que as larvas cheguem rapidamente às áreas de desenvolvimento, sobrevivência larval (Lechner et al., 2018). Espécies de peixe podem responder de forma diferente aumento da vazão. Por exemplo, atrasos no aumento da vazão podem levar a atrasos na desova, enquanto a reprodução de outras espécies podem se beneficiar de baixas taxas de vazão (Tan et al., 2010). Amplas inundações ocasionais no rio Paraná beneficiam a desova e desenvolvimento de muitas espécies (Suzuki et al., 2009). Espécies não migradoras que não fornecem cuidados parentais são menos influenciada pelas variações da vazão (Fernandes et al., 2009). Por outro lado, as espécies migradoras são mais dependentes

da vazão com a desova associados à estação chuvosa (Bailly, Agostinho, Suzuki, 2008; Suzuki et al., 2009). Essas espécies migram longas distâncias durante a época de reprodução em busca de habitats adequados para desova. A migração é principalmente a montante (Lucas & Baras, 2001; Makrakis, Miranda, et al., 2012), coincidindo com a estação chuvosa quando os fluxos estão aumentando. Durante as inundações, a disponibilidade de recursos alimentares e abrigo aumentam, resultando na melhoria da sobrevivência da prole (Balcombe et al., 2007; Junk, Bayley e Sparks, 1989; Lowe McConnell, 1999; Welcomme, 1979).

Mudanças nos padrões da vazão do rio causadas pelos represamentos podem afetar a reprodução de peixes (Agostinho, Pelicice, & Gomes, 2008; Freeman, Bowen, Bovee e Irwin, 2001; Zdankus, Vaikasas e Sabas, 2008); no entanto, em trechos represados com padrões de fluxo alterados, tributários que mantêm elementos de seu regime de fluxo natural e que a vazão para o reservatório pode fornecer os serviços renunciados pela construção do reservatório, e possivelmente mitigar as influências adversas de um canal principal regulado. Compreender as influências de tributários no canal principal, sejam eles regulados ou não, podem facilitar o desenvolvimento de estratégias de conservação para preservação das assembleias de peixes.

Uma análise anterior e mais restrita avaliou a distribuição espacial de larvas de peixes migradores em tributários do reservatório de Porto Primavera, o maior reservatório do rio Paraná (Da Silva et al., 2015). O presente estudo expandiu a análise anterior considerando tanto as distribuições espaciais e temporais, de ovos e larvas, e de toda a assembléia do ictioplâncton. O estudo teve como objetivo avaliar os papéis de vazão, diferenças ambientais e padrões temporais de ovos e larvas de peixes em quatro grandes tributários do reservatório de Porto Primavera. A densidade, diversidade e sazonalidade e a distribuição do ictioplâncton foram estimada e a hipótese que os tributários contribuem com uma assembléia de ictioplâncton diversa que potencialmente subsidia populações principais em trechos foi investigado. Especificamente, nossas previsões eram que: (i) parcialmente devido à magnitude da vazão, a entrada do ictioplâncton varia entre anos e tributários; (ii) devido a diferenças ambientais, tributários e estações do ano contribuem com diferentes assembléias larvais; e (iii) o padrão de distribuição de ovos e larvas sobre o a época de desova difere entre taxa, tributários e anos, impulsionando a diversidade das contribuições dos tributários.

2. MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O reservatório de Porto Primavera é o maior do rio Paraná. Gerenciado para produção hidrelétrica pela Companhia Energética de São Paulo, o reservatório tem uma área de 2 040 km², drena uma bacia de 572 480 km² e transforma um trecho de 240 km de rio de habitat lótico para lêntico (Figura 1). O nível de água no reservatório flutua aproximadamente 0,5 m por ano. Uma escada para peixe foi construída junto à barragem, que se estende por 520 m para subir a diferença de elevação de 19 m,

permitindo que os peixes migradores cheguem ao reservatório a jusante (Makrakis, Gomes, Makrakis, Wagner, & Dias, 2007).

Grandes tributários estão presentes na margem esquerda e direita do reservatório, incluindo o Aguapeí (bacia hidrográfica de 13.196 km²; vazão média de 98 m³s⁻¹), Verde (24.184 km²; 222 m³s⁻¹) e Pardo e Anhanduí. (na mesma bacia hidrográfica: 39.419 km²; 359 m³s⁻¹) (Figura 1). O rio Aguapeí é caracterizado por um padrão sinuoso, áreas deposicionais lentas e uma largura média de 30 m. As margens incluem arbustos e árvores, bem como macrófitas aquáticas. Um trecho de 11,5 km foi amostrado em quatro estações. O rio Verde tem margens compostos por vegetação arbórea quase intocada. Um trecho de 20 km com uma média de 83 m de largura foram amostrados em cinco estações. O rio Pardo foi amostrado em dois trechos separados, totalizando cinco pontos de amostragem. O trecho superior tinha 9 km de extensão e incluía dois pontos localizados a montante da confluência com o rio Anhanduí. Este trecho é livre da influência do reservatório, têm várias corredeiras e uma largura de aproximadamente 60 m. As margens estão bem preservadas, consistindo de arbustos e árvores. Os demais pontos estavam localizados no baixo curso do rio Pardo, mais próximo ao reservatório de Porto Primavera. A largura é de aproximadamente 150 m, e os bancos são compostos de vegetação e arbustos lenhosos e incluem muitos bancos flutuantes de macrófitas aquáticas. Este segmento inferior compreendia cerca de 10 km, com três estações de amostragem. O principal tributário do Pardo é o rio Anhanduí. O Anhanduí possui vegetação bem preservada com arbustos e árvores e uma largura de aproximadamente 50 m. Amostragens no rio Anhanduí incluíram três pontos distribuídos em um alcance de 6 km. Os rios Aguapeí e Anhanduí não são regulados, e os rios Pardo e Verde são levemente regulados com pequenas represas a montante dos pontos de amostragem.

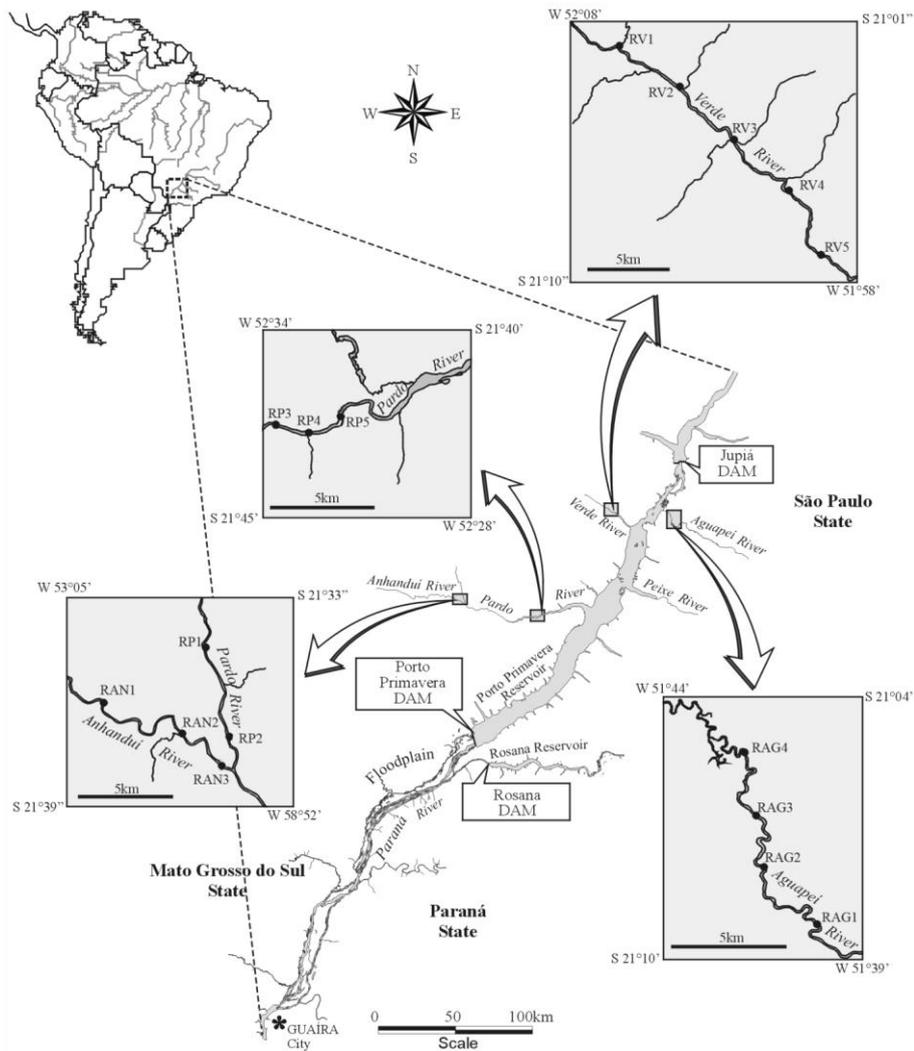


FIGURA 1 Locais de amostragem nos triutários do reservatório de Porto Primavera, Alto Rio Paraná, Brasil. RAG = Rio Aguapeí; RV = Rio Verde; RP = Rio Pardo e RN = Rio Anhanduí.

2.2 Ictioplâncton

As avaliações da abundância e distribuição espacial de ovos e larvas de peixes nos tributários do reservatório de Porto Primavera foram realizadas mensalmente de outubro a março, durante três estações reprodutivas, incluindo 2007/2008, 2008/2009 e 2009/2010. Este esforço de amostragem refletiu o período reprodutivo para a maioria das espécies de peixes na Bacia do Rio Paraná (Vazzoler, 1996; Agostinho et al., 2003). As coletas foram feitas em canais de rios com uma rede de plâncton cônico-cilíndrica (malha de 0,5 mm) montada para coleta de superfície e equipada com um medidor de vazão. Os arrastos foram horizontais (20 cm de profundidade), cada um com duração de 10 min. A amostragem foi realizada imediatamente a jusante de uma curva acentuada do rio, onde o fluxo era geralmente rápido. A rede foi mantida contra a direção do fluxo voltada para a corrente mais rápida. Os arrastos de superfície capturam consistentemente larvas de diversas espécies de peixes da bacia do Alto Rio Paraná

(Sanches et al., 2006; Baumgartner et al., 2008; Daga et al., 2009; Reynalte-Tataje, Nakatani, Fernandes, Agostinho e Bialezki, 2011; Gogola, Sanches, Gubiani, & Da Silva, 2013) e Bacia vizinha do Alto Uruguai (Hermes-Da Silva, Reynalte-Tataje e Zaniboni-Filho, 2009; Corrêa, Hermes-Silva, Reynalte-Tataje e Zaniboni -Filho, 2011; Reynalte-Tataje, Agostinho, Bialezki e Hermes-Silva, 2012; Reynalte-Tataje, Nuñez, et al., 2012). A captura por todos os arrastos realizados durante o mesmo dia em várias estações dentro de um tributário foi considerada uma amostra.

A amostragem ocorreu após o anoitecer (19:00-23:00 h), pois investigações anteriores no rio Paraná demonstraram maiores capturas de larvas neste horário do que durante o dia (Bialezki et al., 1999). As coletas foram tratadas com o anestésico benzocaína e fixadas em formol tamponado a 4%, de acordo com o Comitê de Ética em Uso de Animais da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Protocolo número 59/09). O Sistema de Autorização e Informações sobre Biodiversidade - SISBIO emitiu a autorização para as coletas (número: 31137-5).

As larvas foram identificadas ao menor nível taxonômico possível, com base nas descrições de Nakatani et al. (2001) e Graça & Pavanelli (2007). O volume de água filtrada foi em média 71,5 m³ (min-max = 13,3-146,4; SE = 0,7) e foi estimado como o produto da área da boca da rede, número de rotações do fluxômetro e fator de calibração do fluxômetro. Para análises e relatórios, as amostras foram padronizadas para um volume de 10 m³ de água filtrada.

2.3 Análises de dados

Três análises foram distinguidas correspondendo a cada uma das três previsões.

2.3.1 Ictioplâncton relativo à vazão

Uma análise de covariância testou se as densidades do ictioplâncton (ovos ou larvas por 10 m³) foram associados à vazão (variável contínua), com efeitos distintos do tributário e da estação reprodutiva (ambas as classe de variáveis), enquanto controla por mês dentro da estação reprodutiva (variáveis de classe):

$$i = b_0 + (b_1 \cdot month_m) + (b_2 \cdot season_s) + (b_3 \cdot tributary_t) + (b_4 \cdot discharge_d) \quad (1)$$

onde i é a densidade do ictioplâncton no mês m (ou seja, de outubro a Março, codificado como $m = 1-6$), s é a estação reprodutiva (ou seja, 2007/08, 2008/09, ou 2009/10), t é o tributário (ou seja, Aguapeí, Verde, Pardo, ou Anhanduí), em d . Análises foram aplicadas para densidades do ictioplâncton da estação (ovos e larvas separadamente) padronizadas para um volume de 10 m³. As estimativas de vazão foram obtidas a partir da estação fluviométrica operada em cada tributário pela Companhia Energética de São Paulo (Verde e Pardo, a 8 km de uma estação de ictioplâncton; Aguapeí, 80 km; Anhanduí 160 km).

A equação 1 foi equipada com seleção gradual usando um procedimento de modelo linear (critério ADJRSQ, procedimento GLMSELECT; SAS Instituto, 2017).

Este procedimento se encaixa em todos os principais efeitos e interações, mas retém apenas aqueles que são estatisticamente significativos ($P \leq 0,05$). Parcelas residuais foram examinadas para testar a validade dos pressupostos (isto é, linearidade, normalidade e homocedasticidade dos resíduos).

2.3.2 Assembléias larvais em relação aos tributários e estações reprodutivas

Análise de variância multivariada de permutação bidirecional (perMANOVA) foi usada para testar se as assembleias larvais descritas em termos de presença ou ausência da família diferiu entre tributários e estações reprodutivas. Presença / ausência em vez de procedimentos baseados em densidade foram adaptadas porque dá igual peso a todos os taxa e, como tal, são mais adequadas à conservação biológica. Esta análise foi aplicada com todas as amostras mensais combinadas em uma época de desova de acordo com o tributário. A matriz de semelhança utilizada pela perMANOVA foi calculado usando o coeficiente de Jaccard. PRIMER E 7 foi utilizado para essas análises (Clarke & Gorley, 2015).

2.3.3 Distribuição do ictioplâncton sobre a época de desova

As amostras foram examinadas como porcentagem de freqüências cumulativas período de amostragem de 6 meses, de acordo com os quatro tributários e três períodos de desova ($N = 72$). Distribuições de freqüência cumulativa podem exibir um padrão sigmóide, pois os valores cumulativos aumentam lentamente na época de desova precoce, aumentam como atividade de desova aumenta, e, em seguida, diminuem lentamente mais tarde na época de desova, quando atividades reprodutivas diminuem. Este padrão sigmóide foi modelado com um Modelo de Gompertz que permitia uma curva assimétrica (ou seja, a perna pode ser mais longa que a parte superior da perna, ou vice-versa), e foi mais adaptável do que uma curva simétrica logística (Berger, 1981). O modelo de Gompertz resumiu as capturas acumuladas em relação ao mês como:

$$q = 100e^{-e^{-b_1(month_m - b_0)}} \quad (2)$$

onde q é a porcentagem acumulada até ao mês m (ou seja, de outubro a março, codificado como $m = 1-6$), b_0 é um coeficiente que controla a posição da curva em forma de S ao longo do eixo x (mês), e b_1 é um coeficiente que controla a inclinação. A equação 2 foi linearizado como:

$$\log_e(\log_e 100 - \log_e q) = b_2 - (b_1 \cdot month_m) \quad (3)$$

onde b_2 é um coeficiente equivalente a b_0 / b_1 e, portanto, b_0 na equação 1 é equivalente a b_2 / b_1 . A equação 3 foi expandida para contabilizar variabilidade contribuída pela época de desova, tributário e família, Expresso como:

$$\log_e(\log_e 100 - \log_e q) = b_2 - (b_1 \cdot month_m) + (b_3 \cdot season_s) + (b_4 \cdot tributary_t) + (b_5 \cdot family_f) \quad (4)$$

onde b_3 é o coeficiente para a época de desova s , b_4 é o coeficiente para o tributário t , e b_5 é o coeficiente para a família f . A análise foi limitada a famílias com amostras grandes ($N \geq 60$ indivíduos, selecionados subjetivamente com base na distribuição observada tamanhos de amostra). A equação 4 foi ajustada pela seleção gradual procedimento descrito anteriormente.

3. RESULTADOS

Um total de 292 amostras foram coletadas durante as três estações reprodutivas, incluindo 96 amostras em 2007-2008, 102 em 2008-2009 e 94 em 2009-2010. Em todas as estações de desova, foram realizados 45 arrastos no rio Anhanduí, 72 no rio Aguapeí, 85 no rio Pardo e 90 no rio Verde. Este esforço resultou em 49 072 ovos de peixe e 63 887 larvas de peixe.

As larvas representaram pelo menos 44 espécies, 19 famílias e 5 ordens (Tabela 1). Dezenove famílias foram coletadas no rio Pardo, 15 famílias no rio Aguapeí, 14 no rio Verde e 10 famílias no rio Anhanduí. Oito famílias - Anostomidae, Auchenipteridae, Characidae, Erythrinidae, Heptapteridae, Pimelodidae, Prochilodontidae e Sternopygidae - foram coletadas em todos os tributários. Três famílias - Apterodontidae (rio Anhanduí), Curimatidae (rio Pardo) e Lebiasinidae (rio Pardo) - foram coletadas em apenas um tributário. As larvas coletadas representavam espécies com estratégias de vida migradoras ou não migradoras de longa distância (Suzuki, Vazzoler, Marques, Lizama, & Inada, 2004; Tabela 1).

TABELA 1 Distribuição numérica e percentual do ictioplâncton entre os quatro tributários estudados para o reservatório de Porto Primavera, Alto Rio Paraná, Brasil, 2007-2010. MIG = espécies migradoras de longa distância; NMIG = espécies não migradoras.

Ordem, família, e espécies	Tributários				Estratégia	N	N·10 m ⁻³
	Aguapeí	Anhanduí	Pardo	Verde			
Número total de táxon	33	18	39	44		44	
Número de ovos	9 402	2 982	3 971	32 717		49 072	21.48
Número de larvas não identificadas †	1 001	346	549	11 043		12 951	4.80
Número total de larvas	5 075	1 359	6 377	51 076		63 887	27.45
CHARACIFORMES ‡	17	2	52	29		728	0.31
Acestrorhynchidae							
<i>Acestrorhynchus</i> spp.	20	60	20	0	NMIG	5	0.02
Anostomidae	2	1	8	89		38 622	17.35
<i>Leporinus</i> spp./ <i>Megaleporinus</i> spp.	10	0	55	35	NMIG/MIG	20	0.01
Não identificado §	2	1	8	89		38 602	17.35
Characidae	31.3	0.17	65	3.53		1 767	0.49
<i>Astyanax lacustris</i>	0	100	0	0	NMIG	1	<0.01
<i>Astyanax</i> spp.	15	0	81	4	NMIG	26	0.01
<i>Bryconamericus</i> spp.	4	0	95	1	NMIG	234	0.10
<i>Hemigrammus marginatus</i>	14	0	86	0	NMIG	69	0.03
<i>Hemigrammus</i> spp.	0	0	100	0	NMIG	35	0.01
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>sanctaefilomenae</i>	67	0	8	25	NMIG	12	<0.01
<i>Salminus brasiliensis</i>	16	9	4	71	MIG	308	0.12
<i>Brycon orbignyianus</i>	0	1	4	95	MIG	230	0.09
<i>Serrasalmus</i> spp.	40	0	56	4	NMIG	781	0.34
<i>Aphyocharax</i> spp.	33	0	67	0	NMIG	3	<0.01
<i>Roeboides descavadensis</i>	94	0	3	3	NMIG	34	0.01
<i>Serrapinus</i> spp.	56	0	22	22	NMIG	16	0.01
Não identificado §	39	11	44	6		18	0.01
Curimatidae §	0	0	100	0		2	<0.01
Cynodontidae							
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	25	0	50	25	MIG	8	0.03
Erythrinidae							
<i>Hoplias</i> spp.	79	1	14	6	NMIG	1 477	0.59
Lebiasinidae							
<i>Pyrrhulina australis</i>	0	0	100	0	NMIG	1	<0.01
Parodontidae							
<i>Apareiodon affinis</i>	8	0	92	0	NMIG	12	0.01
Prochilodontidae							
<i>Prochilodus lineatus</i>	97	1	1	1	MIG	312	0.13
CYPRINODONTIFORMES							
Poeciliidae							
<i>Pamphorichthys</i> sp.	75	0	25	0	NMIG	4	0.01
GYMNOTIFORMES ‡	0	0	100	0		1	<0.01
Apteronotidae							

Ordem, família, e espécies	Tributary				Life strategy	N	N·10 m ⁻³
	Aguapeí	Anhanduí	Pardo	Verde			
<i>Apteronotus</i> spp.	0	100	0	0	NMIG	1	<0.01
Gymnotidae							
<i>Gymnotus</i> spp.	34	0	48	18	NMIG	62	0.02
Sternopygidae							
<i>Eigenmannia</i> spp.	47	8	42	3	NMIG	86	0.03
SILURIFORMES ‡	3	5	40	52		1 362	0.57
Auchenipteridae	10	14	57	14		410	0.17
<i>Ageneiosus inermis</i>	70	0	27	3	NMIG	30	0.01
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	3	17	62	18	NMIG	326	0.14
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	32	3	35	30	NMIG	34	0.01
<i>Tatia neivai</i>	0	0	68	32	NMIG	19	0.01
Não identificado §	0	100	0	0		1	<0.01
Callichthyidae							
<i>Hoplosternum littorale</i>	54	0	23	23	NMIG	13	<0.01
Cetopsidae							
<i>Cetopsis gobioides</i>	33	0	0	67	NMIG	3	<0.01
Doradidae							
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	96	0	4	0	NMIG	24	0.01
Heptapteridae	2	2	2	94		215	0.08
<i>Pimelodella</i> spp.	0	50	50	0	NMIG	02	<0.01
<i>Rhamdia quelen</i>	33	0	50	17	NMIG	07	<0.01
Não identificado §	1	1	1	97		206	0.08
Loricariidae	50	0	43	7		14	<0.01
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	34	0	33	33	NMIG	03	<0.01
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>	55	0	45	0	NMIG	11	<0.01
Pimelodidae	16	6	6	72		5 768	2.53
<i>Hemisorubim platyrhynchos/ Pseudoplatystoma corruscans</i>	14	3	6	77	MIG	5 280	2.31
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	0	100	0	0	NMIG	1	<0.01
<i>Iheringichthys labrosus</i>	50	30	4	16	NMIG	142	0.06
<i>Pimelodus maculatus</i>	13	55	29	3	MIG	137	0.05
<i>Pimelodus</i> spp.	0	50	50	0	NMIG/MIG	5	<0.01
<i>Sorubim lima</i>	43	0	21	36	MIG	100	0.04
<i>Zungaro jahu</i>	0	4	0	96	MIG	45	0.02
Não identificado §	21	50	17	12		58	0.03
SYNBRANCHIFORMES							
Synbranchidae							
<i>Synbranchus marmoratus</i>	95	0	2	3	NMIG	39	0.01

† larvas em larval vitelino + larvas danificadas

‡ identificável apenas para o nível de ordem

§ incapaz de identificar em nível de gênero

3.1 Ictioplâncton relativo à vazão

As densidades de ictioplâncton e vazão diferiram entre os tributários e nas três estações reprodutivas (Tabela 2). A vazão foi menor no Aguapeí, intermediário no Verde, e maior nos rios Anhanduí e Pardo. Em todos os tributários, vazão foi semelhante em 2007-2008 e 2008-2009, mas aumentou em 2009-2010.

TABELA 2 Vazão média, densidades volumétricas de ovos e larvas (por 10 m³) e descarga total de ovos e larvas (por s) nos tributários do estudo durante três períodos de desova, outubro-março, 2007-2010.

Tributários	Estação Reprodutiva	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Ovos (por 10m ³)	Ovos (por s)	Larvas (por 10 m ³)	Larvas (por s)
Aguapeí	2007-2008	61	6.8	40.5	4.7	23.9
	2008-2009	71	32.5	176.1	11.8	48.4
	2009-2010	126	7.9	72.3	7.7	73.5
Anhanduí	2007-2008	367	8.8	346.2	4.7	184.6
	2008-2009	321	3.6	102.3	2.6	73.4
	2009-2010	498	17.1	898.2	4.9	270.5
Pardo	2007-2008	374	2.3	84.7	13.6	540.0
	2008-2009	320	5.0	142.3	6.4	184.4
	2009-2010	503	11.0	505.5	6.8	322.7
Verde	2007-2008	235	87.5	1742.1	162.5	3 355.4
	2008-2009	246	30.8	643.7	68.8	1 396.9
	2009-2010	382	43.8	1651.2	17.6	796.5

Para densidades de ovos (Figura 2), o procedimento stepwise reteve a interação estação reprodutiva * mês ($F = 8,6$, $df = 10$, $P < 0,01$), sugerindo diferenças entre os anos densidade mensal de ovos, a interação tributário * mês ($F = 5,0$, $df = 15$, $P < 0,01$), sugeriu diferenças nas densidades mensais dos ovos e vazão entre os tributários, ($F = 11,6$, $df = 1$, $P < 0,01$), com aumento de densidade em maior vazão (ajuste geral do modelo $R^2 = 0,59$). Similarmente, para densidade larval (não ilustrado porque os padrões eram semelhantes aos dos ovos, ilustrados na Figura 2), o procedimento stepwise manteve a interação estação reprodutiva * mês ($F = 12,5$, $df = 10$, $P < 0,01$), a interação tributário * mês ($F = 7,7$, $df = 15$, $P < 0,01$) e descarga ($F = 5,4$, $df = 1$, $P = 0,02$), com densidade também aumentando com alta vazão (ajuste geral do modelo $R^2 = 0,69$).

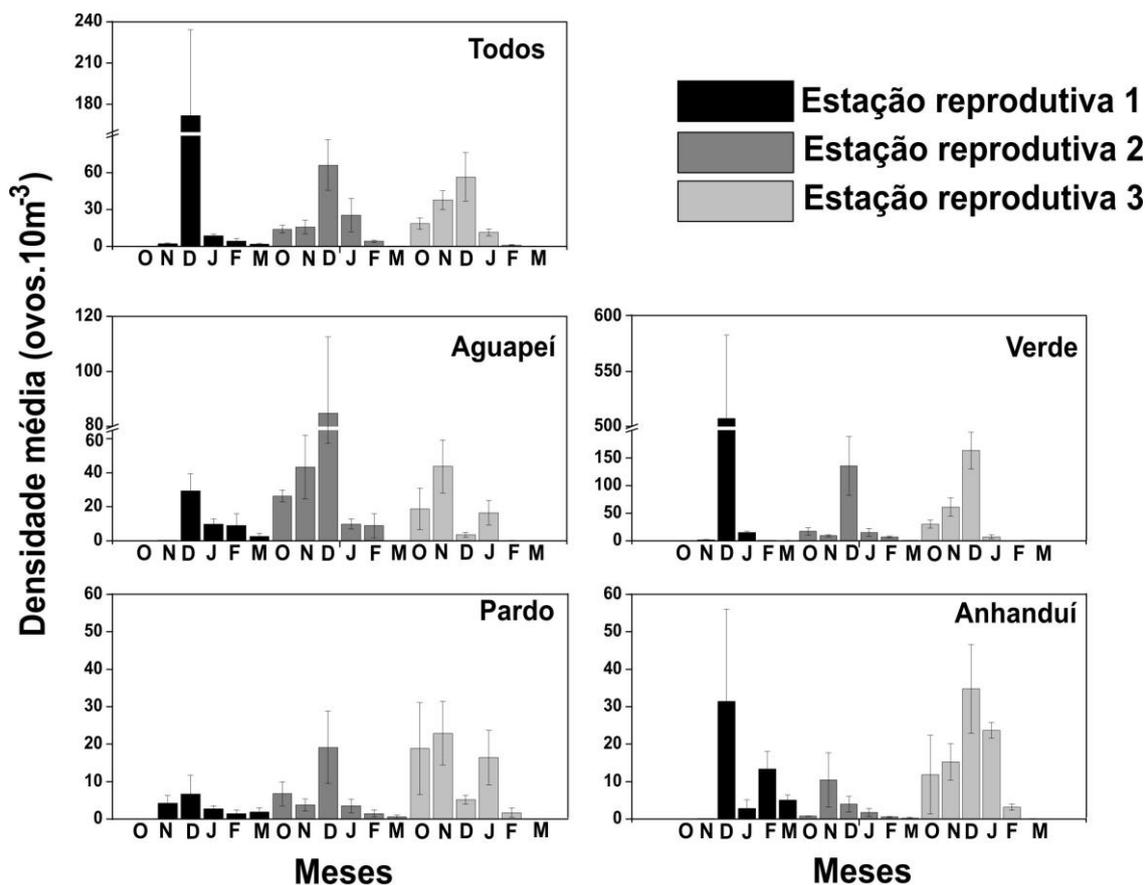


FIGURA 2 Densidade de ovos (média \pm erro padrão) entre meses (outubro-março) e estações reprodutivas nos quatro tributários. Todos = quatro tributários incluídos.

As diferenças nas densidades volumétricas de ovos e larvas foram modificadas pelo tamanho do rio (isto é, descarga total) para moldar a contribuição de cada tributário. Assim, a densidade de ovos e larvas variou sobre tributários, influenciados pelas diferenças de vazão total entre os rios, pela variabilidade da vazão anual dentro dos tributários, e potencialmente por outras variáveis não contabilizadas neste estudo, como as peculiaridades tributárias que atraem reprodutores e influenciam o sucesso de desova.

3.2 Assembléias larvais em relação aos tributários e estações

As assembléias larvais descritas por presença ou ausência diferiram entre tributários (pseudo-F = 3,4, df = 3, P <0,01) e não diferiram entre estação reprodutiva (pseudo-F = 1,6, df = 2, P = 0,14), mas houve uma interação significativa entre a estação reprodutiva * tributário (pseudo-F = 1,9, df = 6, P = 0,02), com um pseudo-R² global = 0,54. O efeito significativo do tributário indicou que os rios suportavam diferentes assembleias de ictioplâncton. A interação significativa entre a estação reprodutiva * tributário indica que em alguns tributários as diferenças nas assembleias de ictioplâncton permaneceram relativamente estável entre as três estações reprodutivas

(Anhanduí e Pardo; Figura 3), enquanto em outros tributários as diferenças foram pequenas entre algumas estações e grandes entre outras (Aguapeí e Verde).

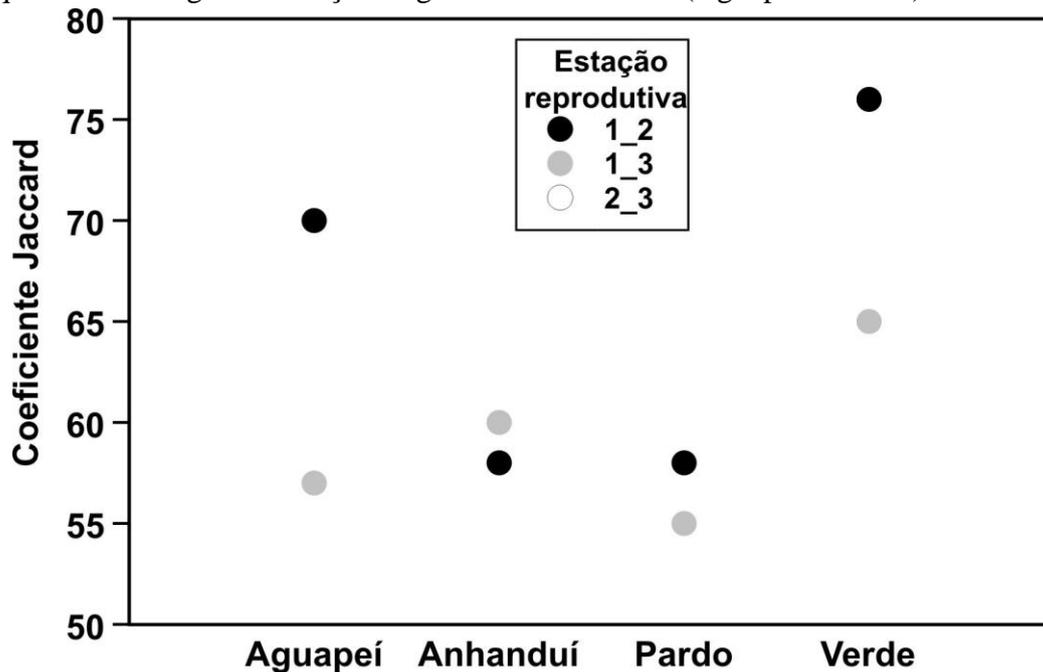


FIGURA 3 Semelhança (coeficiente de Jaccard) em assembléias de ictioplâncton entre as três estações reprodutivas nos quatro tributários do estudo. Um grande coeficiente de Jaccard indica alta similaridade. Os rios Anhanduí e Pardo tiveram a menor similaridade entre as estações, mas esse nível de similaridade foi relativamente consistente entre as estações. O Aguapeí e o Verde variaram mais em semelhança ao longo das estações.

3.3 Distribuição do ictioplâncton durante a estação reprodutiva

As densidades do ictioplâncton foram altamente variáveis, mas em geral subiu em outubro e novembro, atingiu o pico em dezembro, e diminuiu depois disso (Figura 4). As contagens por amostra foram tão altas quanto $461 \cdot 10 \text{ m}^3$ para ovos e $489 \cdot 10 \text{ m}^3$ para larvas. Valores de b_0 (equação 2) foram 2,19 e 2,33 para ovos e larvas, respectivamente, sugerindo que os ovos começaram a surgir no início de novembro, um pouco mais cedo que as larvas, mas essa diferença era apenas marginalmente significativa, como sugerido pela ligeira sobreposição dos intervalos de confiança Figura 5a. Os valores de b_1 foram de 2,38 para ovos e de 2,81 para larvas, sugerindo que as capturas cumulativas aumentaram mais rapidamente para larvas do que para ovos.

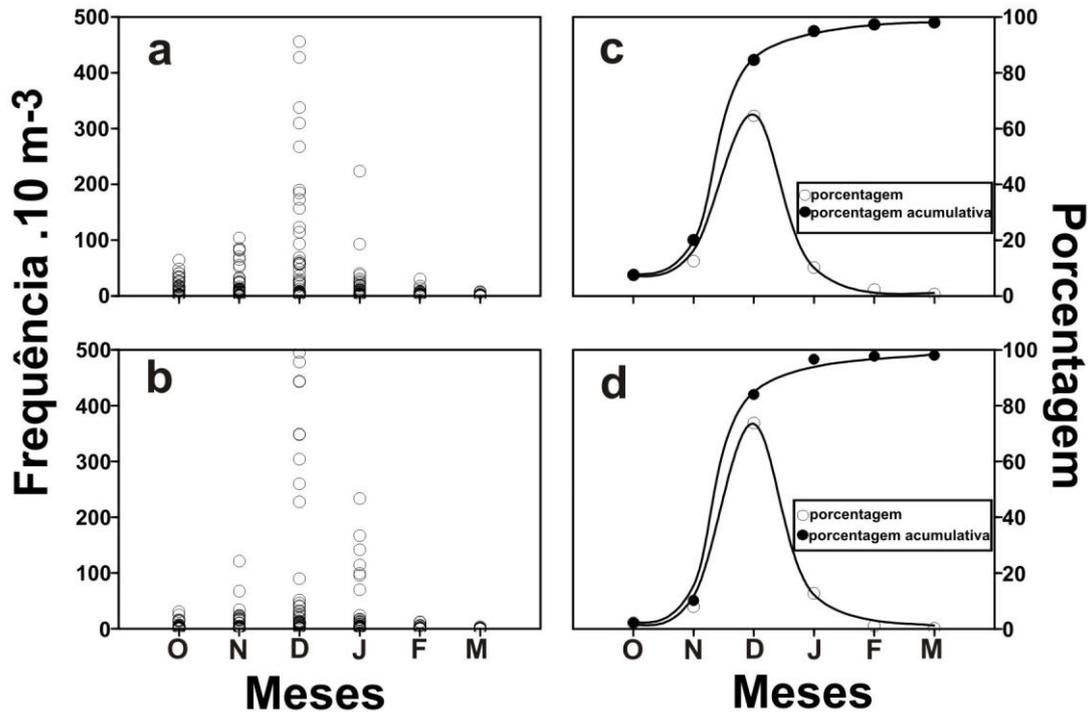


FIGURA 4 Frequência de ovos (a) e larvas (b) coletados de outubro a março de 2007 a 2010 em 18 locais em quatro tributários do reservatório de Porto Primavera (Figura 1). As distribuições percentuais e percentuais cumulativos, combinadas em todos os locais e anos, são mostradas para ovos (c) e larvas (d).

O procedimento de seleção gradual identificou fatores que influenciam a forma de curvas cumulativas para ovos, para todas as larvas, e para nove famílias com tamanhos de amostra de larvas suficientemente grandes. Para ovos, o procedimento reteve apenas a interação tempo * período ($F = 131,0$, $df = 3$, $P < 0,01$), com um $R^2 = 0,85$. Para as larvas, o procedimento também manteve apenas interação tempo * período ($F = 174,1$, $df = 3$, $P < 0,01$), com uma $R^2 = 0,88$. Estes resultados sugerem que os padrões cumulativos para os ovos e para as larvas diferiram ao longo das três estações reprodutivas de 6 meses. O exame das curvas cumulativas para cada estação reprodutiva indicada que os ovos e as larvas se acumularam mais cedo em 2009/10 e mais tarde em 2007/08, diferindo em 0,5 meses para os ovos e 0,3 meses para larvas. Falha do procedimento por etapas para reter um efeito tributário sugeriu que não houve diferenças nos padrões acumulados temporais entre os tributários.

O procedimento de seleção gradual aplicado à equação 4 reteve a interação família * mês ($F = 321,2$, $df = 9$, $P < 0,01$), estação reprodutiva * família ($F = 3,6$, $df = 18$, $P < 0,01$) e família * tributário ($F = 2,1$, $df = 24$, $P < 0,01$), com um R^2 global = 0,84. A interação família * mês mostrou que a inclinação das curvas cumulativas diferiu entre as famílias, o que sugere que para algumas famílias a reprodução concentra-se durante um curto período, enquanto que para outros se estende por períodos mais longos. Heptapteridae e Anostomidae tendem a ter a época de desova mais concentrada, enquanto Sternopygidae e Auchenipteridae tiveram a mais longa época de desova

(Figura 5b). As interações família * estação reprodutiva e família * tributários modificadas o coeficiente b_2 na equação 4 e, portanto, o coeficiente b_0 em equação 2. Considerando que b_0 controla a posição da forma em S curva ao longo do eixo x (mês), estas interações indicam que a reprodução não ocorreu ao mesmo tempo em todas as estações de desova e tributários, mas movidos para frente ou para trás no tempo, dependendo a estação e tributário. Prochilodontidae e Erythrinidae tenderam a iniciar a reprodução precocemente, enquanto Pimelodidae e Heptapteridae tendeu a começar mais tarde (Figura 5a).

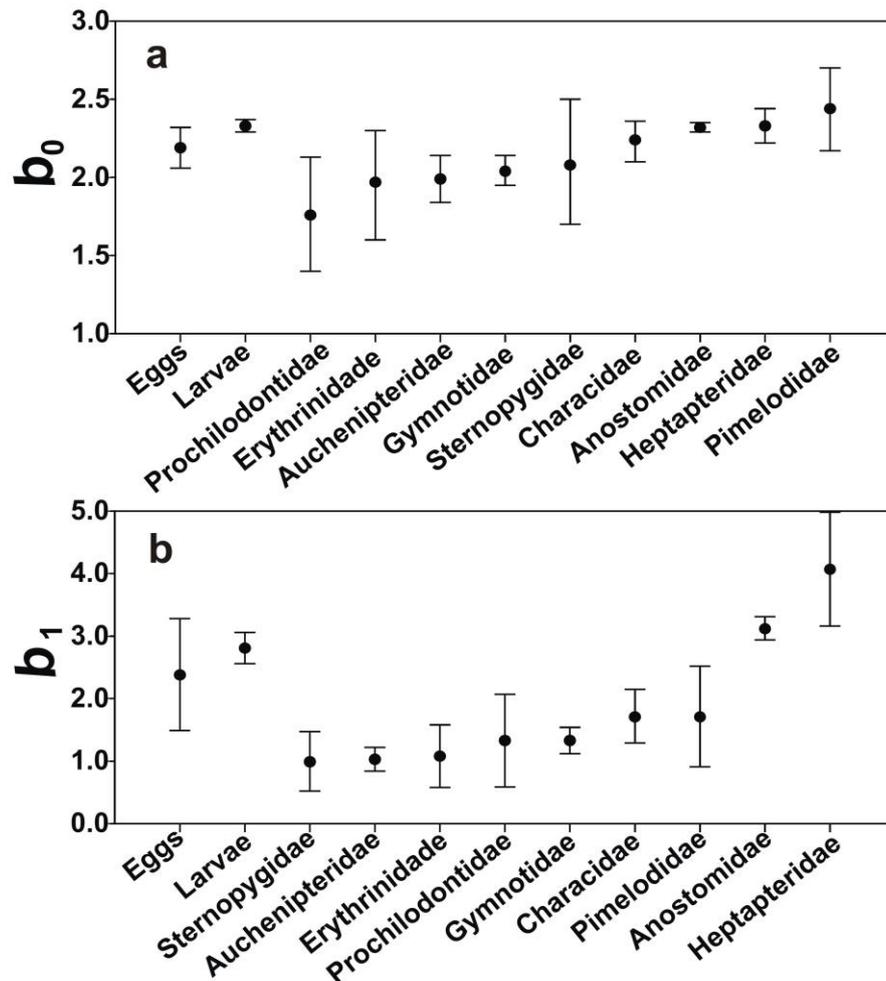


FIGURA 5 Coeficientes da equação 2 para ovos, larvas e famílias selecionadas. O painel a mostra os interceptos de regressão (b_0) e o painel b mostra os declives de regressão (b_1). Um menor b_0 indica um aumento anterior na curva cumulativa e um menor b_1 indica um aumento mais lento. Whiskers indicam limites de confiança de 95%.

4. DISCUSSÃO

Este estudo mostrou que peixes de diversos taxa usam os tributários do Reservatório de Porto Primavera para desova e desenvolvimento inicial, variando de espécies de pequena dimensão com movimentos locais limitados (espécies não-migradoras) a migradoras de longa distância e grande dimensão. As altas densidades de ovos e larvas ao longo do período reprodutivo sugerem que estes tributários fornecem áreas de desova não mais disponíveis para espécies reofilicas em trechos confinados do rio Paraná e, portanto, ajuda a preservação da biodiversidade. Porque tributários parecem apresentar um papel importante no sucesso reprodutivo, a preservação dos tributários pode ser uma estratégia chave para a conservação da ictiofauna do Alto Rio Paraná até que os serviços prestados à sociedade por barragens não sejam mais necessário.

Biodiversidade do ictioplâncton em tributários do Reservatório de Porto Primavera foi semelhante ao relatado nos tributários regulados. Uma média de 15 famílias (min.– máx., 10–19) e 34 gêneros / espécies (18–44) foram estimados por tributário. Da mesma forma, no rio Ivinhema, um tributário do irrestrito Rio Paraná a jusante do reservatório de Porto Primavera, Reynalte-Tataje et al. (2011) relataram 15 famílias e 25 espécies no ictioplâncton. Em os rios Amambaí e Ivaí, também tributários do rio Paraná a jusante do Reservatório de Porto Primavera, Baumgartner et al. (2008) relataram 10 e 15 famílias e 17 e 29 espécies, respectivamente. No rio Paraná em si, Baumgartner et al. (2008) relataram 15 famílias e 37 espécies. No rio Chapecó, tributário do alto rio Uruguai (Brasil), Corrêa et al. (2011) relataram 14 famílias e 25 espécies. Estudos de tributários e lagoas associadas relataram maior biodiversidade do ictioplâncton do que estudos considerando apenas trechos (por exemplo, Barbosa-Silva, Déo-Dias, & Bialetzki, 2016; Reynalte- Tataje et al., 2013). A frequência de lagoas varia muito entre tributários e pode ser um elemento importante a ser considerado selecionando tributários para conservação.

Mudanças sazonais na densidade do ictioplâncton apontam para um início da estação reprodutiva durante outubro-novembro (primavera), um pico em dezembro e queda em março, confirmando estudos anteriores na região (Makrakis, Da Silva, et al., 2012; Makrakis et al., 2014; Reynalte-Tataje et al., 2011; Ziober, Bialetzki, & Mateus, 2012). No entanto, o advento dos ovos e larvas diferiu ao longo das três estações reprodutivas, provavelmente influenciadas por fatores como diferenças na extensão e na distribuição temporal da vazão, e a composição da assembléia, que é moldada pelo passado e condições hidrológicas presentes. Juntamente com a variabilidade temporal do ambiente, as espécies frequentemente mostram preferências por tributários específicos, como alguns táxons podem ocorrer apenas em tributários selecionados, enquanto outros podem ser amplamente distribuídos, ou onipresentes, mas ausente em um tributário (Agostinho, Thomaz, Minte-Vera e Winemiller, 2000; Baumgartner et al., 2008; Da Silva et al., 2015). Alguns migradores de longa distância mantêm populações residentes que não podem migrar todo ano, não migra em toda estação reprodutiva, ou

realiza somente pequenas migrações locais (Da Silva et al., 2015; Makrakis, Miranda, et al., 2012), modificando ainda mais a diversidade das contribuições reprodutivas dos tributários. Flutuações na produção reprodutiva também podem ocorrer devido a um grande número de desova em uma determinada estação reprodutiva, ou mesmo um pequeno número que encontra condições ideais para desova, desenvolvimento de descendentes, ou ambos. Recursos como a presença de macrófitas aquáticas (Massicotte et al., 2015), morfometria tributária (Brown & Coon, 2011), redução da competição por recursos alimentares (Shuai et al., 2016), ótima clareza da água, condições físico-químicas e potencial de produção primária em remansos (Werner, 2002) são fatores que contribuem para as vantagens de um tributário específico para desova de uma espécie.

A variabilidade anual e sazonal da vazão dentro e entre dos tributários do reservatório de Porto Primavera atraiu uma mistura de espécies em cada estação reprodutiva. Espécies de meia água podem mover-se a montante durante as inundações, enquanto as espécies bênticas a jusante em resposta a um aumento de vazão (Nunn, Copp, Vilizzi, & Carter, 2010). Cada espécie mostra requisitos específicos para reprodução e desenvolvimento inicial, para que em longo prazo todos os componentes da assembléia de peixes possam se beneficiar. Grandes inundações ocasionais nestes tributários suportam a desova e desenvolvimento de muitas espécies (Suzuki et al., 2009), uma vez que a inundação proporciona uma gama de condições e habitats adequados para a desova e o recrutamento (Balcombe et al., 2007; Lowe - McConnell, 1999; Welcomme, 1979). Assim, a variabilidade sazonal, anual e espacial na vazão periodicamente gera as diversas condições necessárias para apoiar a biodiversidade do Alto Rio Paraná. Esta variabilidade anual e sazonal nos tributários está em contraste direto com condições ambientais bastante estáveis proporcionadas pelos reservatórios principais no Alto Rio Paraná.

Os Tributários de Porto Primavera também apoiam populações de espécies ameaçadas e promovem a diversidade genética. Uma dessas espécies é *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850), categorizada como Ameaçada (EN) pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) (Brasil, 2014; São Paulo, 2014), que é afetada pela sobrepesca e pela fragmentação do habitat causada por represamentos (Ashikaga, Orsi, Oliveira, Senhorini, & Foresti, 2015). *Brycon orbignyanus* foi coletado principalmente no rio Verde. Outras espécies ameaçadas incluem *Zungaro jahu* (Ihering, 1898) e *Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840) (São Paulo, 2014). Espécies quase ameaçadas incluem *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) e *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (São Paulo, 2014). Estas espécies ameaçadas foram coletadas na maior parte dos tributários, ressaltando a importância dos tributários para a proteção da biodiversidade. Tributários do Porto Primavera também contribuem para manter a diversidade genética das espécies. Um estudo de *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) no Alto e Médio Rio Paraná descobriu que o maior número de haplótipos de *P. lineatus* ocorreu em um dos tributários deste estudo (Rio Aguapeí; Ferreira et al., 2017), que é também onde a maioria dos espécimes de *P. lineatus* foram coletados. Assim, os tributários regulados ou pouco regulados no Alto Rio Paraná são importantes para manter a diversidade genética na região.

A bacia do Alto Rio Paraná é um ecossistema resiliente que manteve sua biodiversidade apesar dos desenvolvimentos extensivos da terra e água. A rede de efeitos dessas perturbações tem sido uma redução na heterogeneidade espaço-temporal e a complexidade do sistema fluvial (Peipoch, Brauns, Hauer, Weitere, & Valett, 2015), e a transformação da comunidade de peixes (Agostinho et al., 2007). A resiliência está alcançando seu limite, pois várias espécies de peixes estão agora ameaçadas. A conservação de assembleias de peixes em rios fortemente regulados tem focado principalmente na proteção e gerenciamento da conectividade longitudinal e lateral no canal principal (Pelicice et al., 2015); no entanto, o presente estudo sugere que um foco nos tributários pode complementar os esforços no canal principal ou oferecer alternativas mais viáveis. Não regulado, ou levemente regulado, tributários podem servir como substitutos para os trechos represados do canal principal por fornecer o habitat necessário para preservar a ictiofauna até que os reservatórios se tornem obsoletos. Assim, a conservação do canal principal pode focar na manutenção da passagem através das barragens e preservação de quaisquer trechos funcionais remanescentes. Por outro lado, a conservação nos tributários pode concentrar-se em: (i) gerir a qualidade dos influxos das bacias, que é facilitado pela sua menor escala e jurisdição; (ii) manutenção da vegetação e sobreamento nos rios; (iii) evitando novas barragens (De Azevedo, Miranda, & Gomes, 2016), ou pelo menos limitando-as distantes dos trechos superiores; (iv) remover *low-head dams* e outras barreiras; (v) preservação de habitats e fluxos adequados; e (vi) preservando o acesso a planícies de inundação funcionais e remansos associados, principalmente nos trechos inferiores dos tributários.

5. REFERÊNCIAS

- 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. *Revista Brasileira de Biologia*, 68, 1119-1132.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Gomes, L. C., & Júlio Jr, H. F. (2007). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Journal Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, 10, 174-186.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Suzuki, H. I., & Júlio Jr, H. F. (2003). Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C. E., & Baer, A. (Eds.), *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status* (pp. 19-98), Ottawa, CA: The World Bank.
- Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., Minte-Vera, C. V., & Winemiller, K. O. (2000). Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In Gopal, B., Junk, W., & Davis, J. A. (Eds.), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation* (pp. 89-118), Leiden, NL: Backhuys Publishers.

- Ashikaga, F. Y., Orsi, M. L., Oliveira, C., Senhorini, J. A., & Foresti, F. (2015). The endangered species *Brycon orbignyanus*: genetic analysis and definition of priority areas for conservation. *Environmental Biology of Fishes*, 98, 1845-1855.
- Bailly, D., Agostinho, A. A., & Suzuki, H. I. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiaba river, upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications*, 24, 1218-1229.
- Balcombe, S. R., Bunn, S. E., Arthington, A. H., Fawcett, J. H., McKenzie-Smith, F. J., & Wright, A. (2007). Fish larvae, growth and biomass relationships in an Australian arid zone river: links between floodplains and waterholes. *Freshwater Biology*, 52, 2385-2398.
- Baran, E. 2006. *Fish migration triggers in the Lower Mekong Basin and other freshwater tropical systems*. MRC Technical Paper. Vientiane: Mekong River Commission.
- Barbosa-Silva, C., Déo-Dias, J., & Bialezki, A. (2016). Fish larvae diversity in a conservation area of a Neotropical floodplain: influence of temporal and spatial scales. *Hydrobiologia*, 787, 141-152.
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialezki, 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.
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialezki, A., Sanches, P. V., & Makrakis, M. C. (2008). Fish larvae from the upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density? *Neotropical Ichthyology*, 6, 551-558.
- Berger, R. D. (1981). Comparison of the Gompertz and logistic equations to describe plant disease progress. *Phytopathology*, 71, 716-719.
- Bialezki, A., Sanches, P. V., Cavicchioli, M., Baumgartner, G., Ribeiro, R. P., & Nakatani, K. (1999). Drift of ichthyoplankton in two channels of the Paraná River, between Paraná and Mato Grosso do Sul States, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42, 53-60.
- Brasil (2014). Portaria do Ministério do Meio Ambiente (MMA) 445, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos". Brasília, DF: Diário Oficial da União. (L245), pp. 126-130.
- Brown, D. J., & Coon, T. G. (2011). Abundance and assemblage structure of fish larvae in the Lower Missouri River and its tributaries. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123, 718-732.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). *PRIMER v7: User Manual/Tutorial* (1st ed.). Plymouth, UK: PRIMER-E Ltd.
- Corrêa, R., Hermes-Silva, S., Reynalte-Tataje, D., & Zaniboni-Filho, E. (2011). Distribution and abundance of fish eggs and larvae in three tributaries of the Upper Uruguay River (Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 91, 51-61.

- Daga, V. S., Gogola, T. M., Sanches, P. V., Baumgartner, G., Baumgartner, D., Piana, P. A., & Delariva, R. L. (2009). Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7, 429-438.
- Da Silva, P. S., Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Assumpção, L., Paula, S., & Marques, H. (2015). Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the Upper Paraná River. *River Research and Applications*, 31, 313-322.
- De Azevedo, R. F., Miranda, L. E., & Gomes, L. C. (2016). Contesting detrimental dams: a case study from southern Brazil. *International Journal of River Basin Management*, 14, 205-217.
- Fernandes, R., Agostinho, A. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima Jr., D. P., & Gomes, L. C. (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the upper Paraná River floodplain. *Revista Brasileira de Biologia*, 69, 669-680.
- Ferreira, D. G., Souza-Shibatta, L., Shibatta, O. A., Sofia, S., Carlsson, H. J., Dias, J. H. P.,... Makrakis, M. C. (2017). Genetic structure and diversity of migratory freshwater fish in a fragmented Neotropical river system. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27, 209-231.
- Freeman, M. C., Bowen, Z. H., Bovee, K. D., & Irwin, E. R. (2001). Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications*, 11, 179-190.
- Gogola, T. M., Sanches, P. V., Gubiani, E. A. & Silva, P. R. L. (2013). Spatial and temporal variations in fish larvae assemblages of Ilha Grande National Park, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 22, 95-105.
- Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá, BR: EDUEM.
- Hermes-Silva, S., Reynalte-Tataje, D., & Zaniboni-Filho, E. (2009). Spatial and Temporal Distribution of Ichthyoplankton in the upper Uruguay River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52, 933-944.
- Junk, W. J., Bayley, P.B., & Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge, D. P (Ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium* (pp. 110-127), Ottawa, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- King, A. J., Tonkin, Z., & Mahoney, J. (2008). Environmental flows enhance native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia. *River Research and Applications*, 25, 1205–1218
- Lechner, A., Keckeis, H., Glas, M., Tritthart, M., Habersack, H., Andorfer, L., & Humphries, P. (2018). The influence of discharge, current speed, and development on the downstream dispersal of larval nase (*Chondrostoma nasus*) in the River Danube. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, DOI: 10.1139/cjfas-2016-0340.

- Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, BR: EDUSP.
- Lucas, M. C., & Baras, E. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science Ltd: Oxford.
- Makrakis, M. C., Da Silva, P. S., Makrakis, S., Celestino, L. F., Chlusewicz, T. V., Assumpção, L., & Margarido, V. (2014). Monitoramento do ictioplâncton na escada para peixes da UHE Engenheiro Sergio Motta e em tributários do reservatório de Porto Primavera e monitoramento genético da transposição, período de 2012-2014. Toledo, BR: Grupo de Pesquisa em Tecnologia de Produção e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos – GETECH.
- Makrakis, M. C., Da Silva, P. S., Makrakis, S., Lima, A. F., Chlusewicz, T. V., Assumpção, L., Marques, H., Dias, J. H. P., & Margarido, V. P. (2012). Monitoramento do ictioplâncton na escada para peixes da UHE Engenheiro Sergio Motta e em tributários do reservatório de Porto Primavera e monitoramento genético da transposição, período de 2009-2012. Toledo, BR: Grupo de Pesquisa em Tecnologia de Produção e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos - GETECH.
- Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Fontes-Junior, H. M., Morlis, W. G., Dias, J. H. P., & Garcia, J. O. (2012). Diversity in migratory patterns among Neotropical fishes in a highly regulated river basin. *Journal of Fish Biology*, 81, 866–881.
- Makrakis, S. Gomes, L. C., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., & Dias, J. H. P. (2007). Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sérgio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5, 197-204.
- Massicotte, P., Bertolo, A., Brodeur, P., Hudon, C., Mingelbier, M., & Magnan, P. (2015). Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 873-880.
- Moyle, P. B., & Mount, J. F. (2007). Homogeneous rivers, homogeneous faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 5711-5712.
- Nakatani, K., Agostinho, A. A., Bialetzki, A., Baumgartner, G., Sanches, P. V., Makrakis, M. C., & Pavanelli, C. (2001). *Manual de identificação de ovos e larvas de peixes brasileiros de água doce*. Maringá, BR: EDUEM.
- Nunn, A. D., Copp, G. H., Vilizzi, L., & Carter, M. G. (2010). Seasonal and diel patterns in the migrations of fishes between a river and a floodplain tributary. *Ecology of Freshwater Fish*, 19, 153-162.
- Peipoch, M., Brauns, M., Hauer, F. R., Weitere, M., & Valett, M. (2015). Ecological simplification: human influences on riverscape complexity. *BioScience*, 65, 1057-1065.
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology*, 22, 180–188.

- Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., & Agostinho, A. A. (2015). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16, 697-715.
- Pracheil, B. M., Pegg, M. A., & Mestl, G. E. (2009). Tributaries influence recruitment of fish in large rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 18, 603-609.
- Reynalte-Tataje, D. A., Agostinho, A. A., & Bialezki, A. (2013). Temporal and spatial distributions of the fish larval assemblages of the Ivinheima River sub-basin (Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 96, 811–822.
- Reynalte-Tataje, D. A., Agostinho, A. A., Bialezki, A., & Hermes-Silva, S. (2012). Spatial and temporal variation of the ichthyoplankton in a subtropical river in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 94, 403-419.
- Reynalte-Tataje, D. A., Nuñez, A. P. O., Nunes, M. C., Garcia, V., Lopes, C. A., & Zaniboni-Filho, E. (2012). Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 829-835.
- Reynalte-Tataje, D. A., Nakatani, K., Fernandes, R., Agostinho, A. A., & Bialezki, A. (2011). Temporal distribution of ichthyoplankton in the Ivinheima River (MatoGrosso do Sul State/Brazil): influence of environmental variables. *Neotropical Ichthyology*, 9, 427-436.
- Reynalte-Tataje, D. A., Hermes-Silva, S., Carvalho-Silva, M. M., Abbud, F. M., Corrêa R. N., & Zaniboni-Filho, E. (2008). Distribuição de ovos e larvas de peixes na área de influência do reservatório de Itá (Alto rio Uruguai). In Zaniboni-Filho, E., & Nuñez, A. P. O. (Eds.), *Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologia e conservação da ictiofauna* (pp. 127-158), Florianópolis, BR: Editora UFSC.
- Rodger, A. W., Mayes, K. B., & Winemiller, K. O. (2016). Larval fish abundance in relation to environmental variables in two Texas Gulf Coast rivers. *Journal of Freshwater Ecology*, 31, 625-640.
- Sanches, P. V., Nakatani, K., Bialezki, A., Baumgartner, G., Gomes, L. C., & Luiz, E. A. (2006). Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera dam, Paraná River, Brazil. *River Research and Applications*, 22, 555–565.
- São Paulo. (2014). Decreto 60.133, de sete de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. São Paulo, Diário Oficial do Estado (L124), pp. 25-32.
- SAS. (2017). *Statistical Analysis System, version 13.2 user's guide*. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Schmutz, S., & Mielach, C. (2015). *Review of Existing Research on Fish Passage through Large Dams and its Applicability to Mekong Mainstream Dams*. MRC Technical Paper. Mekong River Commission, Phnom Penh, Cambodia.

- Shuai, F., Li, X., Li, Y., Li, J., Yang, J., & Lek, S. (2016). Temporal patterns of larval fish occurrence in a large subtropical river. *PLoS ONE*, 11, 1-20.
- Suzuki, H. I., Vazzoler, A. E. A.M, Marques, E. E, Lizama, M. L. A. P, & Inada, P. (2004). Reproductive ecology of fish assemblages. In Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., & Hahn, N. S. (Eds.), *The Upper Paraná River Floodplain: physical aspects, ecology and conservation* (pp. 271–292), Leiden, NL: Backhuys Publishers.
- Suzuki, H. I., Agostinho, A. A., Bailly, D., Gimenes, M. F., Julio Jr, H. F., & Gomes, L. C. (2009). Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory species in the upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Revista Brasileira de Biologia*, 69, 649-660.
- Vazzoler, A. E. A. M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, BR: EDUEM.
- Welcomme, R. L. (1979). *Fisheries ecology of Floodplain Rivers*. London, UK: Longman.
- Werner, R. G. (2002). Habitat requirements. In Fuiman, L. A., Werner, R. G. (Eds.), *Fishery science: the unique contributions of early life stages* (pp. 161-82), Oxford, UK: Blackwell Sciences.
- Tan, X. C., Li, X. H., Lek, S., Li, Y., Wang, C., & Li, J. (2010). Annual dynamics of the abundance of fish larvae and its relationship with hydrological variation in the Pearl River. *Environmental Biology of Fishes*, 88, 217 – 225.
- Zdankus, N., Vaikasas, S., & Sabas, G. (2008). Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 16, 128-134.
- 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.

Capítulo 2: Composição e estrutura da assembleia de peixes de tributários de um grande reservatório Neotropical: influência local e características da paisagem

RESUMO

1. Este estudo determinou as espécies de peixes nos tributários do Reservatório de Porto Primavera, no altamente regulado alto Rio Paraná, ao longo de 08 anos. Especificamente, nós analisamos a abundância e a estrutura da assembleia de peixes e como elas respondem às variações ambientais. Nós também documentamos a paisagem ao longo dos anos nos tributários quanto às áreas de inundação, lagoas, vegetação, rio e agrícola/pastagem, e sua influência sobre a abundância de peixes. Para isto, foram realizadas amostragens de 2011 a 2018, totalizando 44 coletas.

2. Foram capturados 10.154 peixes correspondentes a 78 espécies pertencentes a seis ordens e 23 famílias, de diferentes estratégias reprodutivas. O rio Aguapeí apresentou composição de espécies diferente dos rios Verde e Pardo. As maiores abundâncias de peixes ocorreram no rio Aguapeí e estiveram associadas a temperatura da água e oxigênio dissolvido. Já as abundâncias das espécies migradoras de longa distância estiveram associadas com a condutividade elétrica e temperatura da água. Espécies listadas como ameaçadas de extinção (*Brycon orbignyanus* e *Hemisorubim platyrhynchos*) e quase ameaçadas (*Salminus brasiliensis* e *Pseudoplatystoma corruscans*) foram registradas.

3. Em relação à paisagem,, não houve variações significativas ao longo dos anos (2012 - 2017) e períodos (seca e chuva), entretanto, as áreas avaliadas foram significativamente diferentes em relação aos tributários, demonstrando que cada tributário apresenta características distintas de paisagem. O rio Aguapeí foi o único tributário que apresentou a abundância de peixes correlacionada com as áreas de inundação e de lagoa. Ausência de variações na abundância e composição das espécies ao longo dos anos é decorrente da ausência de modificações relevantes na variação do nível da água não excedendo a média de 20 cm em cada ano.

4. Os tributários do Reservatório de Porto Primavera (Aguapeí, Verde e Pardo) apresentam papel relevante para as espécies de peixes haja vista que funcionam não somente como áreas de desova, mas também como áreas de desenvolvimento e crescimento, apresentando áreas de várzea e lagoas marginais com condições ideais para as espécies completarem seu ciclo de vida. Atenção especial deve ser dada a estes tributários pela elevada diversidade de espécies de peixes encontrada, contemplando espécies ameaçadas de extinção, em face ao cenário de crescente expansão.

Palavras – Chaves: abundância, inundação, variáveis ambientais

Composition and structure of the fish tributaries assemblage a large Neotropical Reservoir: local influence and landscape characteristics

ABSTRACT

1. This study determined the species of fish in the tributaries of the Porto Primavera Reservoir, in the highly regulated Upper Paraná River, along 8 years. Specifically, we analyzed the abundance and structure of the fish assemblage and how they respond to environmental variations. We also documented the landscape in the tributaries regarding the areas of flood, lagoons, vegetation, river and agricultural/pasture, and their influence on the fish abundance. For this, samplings were made from 2011 to 2018, totaling 44 collections.

2. A total of 10,154 fish were collected corresponding to 78 species, to six orders and 23 families of different reproductive strategies. The Aguapeí River presented composition of different species in relation to Verde and Pardo rivers. The highest abundances of fish occurred in the Aguapeí River and were associated with water temperature and dissolved oxygen. The abundances of the long-distance migratory species were associated with the electrical conductivity and water temperature. Species listed as threatened (*Brycon orbignyanus* and *Hemisorubim platyrhynchos*) of extinction and almost endangered (*Salminus brasiliensis* and *Pseudoplatystoma corruscans*) were captured.

3. In relation to the landscape, no significant changes occurred during the years (2012 - 2017) and periods (drought and rainy), however, the areas were significantly different to the tributaries, demonstrating that each tributary presents different landscape characteristics. The Aguapeí River was the unique tributary that presented the abundance of fish correlated with the areas of flood and lagoons. Absence of variations in the abundance and composition of the species over the years is due to the absence of relevant changes in the variation of the water level, not exceeding the average of 20 cm in each year.

4. The tributaries of the Porto Primavera Reservoir (Aguapeí, Verde and Pardo) have a relevant role for the fish species, since they function not only as spawning areas, but also as nursery and growing areas, with wetlands and marginal lagoons, providing ideal conditions for species to complete their life cycle. Special attention should be given to these tributaries in view of which species threatened with extinction and almost endangered have these tributaries as their habitat.

Keywords: abundance, floods, environmental variables

1. INTRODUÇÃO

Reprodução é um dos eventos mais importantes do ciclo de vida das espécies de peixes, entretanto o sucesso no recrutamento é que determinará a abundância e a composição das espécies de peixes ao longo dos anos. Diversos fatores podem afetar o êxito na reprodução, como a disponibilidade de habitats apropriados de desova, o que pode limitar a fertilização dos ovos e o desenvolvimento dos estágios iniciais (Hinrichsen, Hussy & Huwer, 2012). Além disso, a dispersão dos estágios iniciais dos peixes, dos habitats de desova para os habitats de desenvolvimento apropriado, aumenta a chance de sobrevivência e a probabilidade de um indivíduo concluir seu ciclo de vida (Daewel, Peck & Schrum, 2011; Hinrichsen, Hussy & Huwer, 2012).

Tanto o processo de reprodução quanto o de recrutamento de peixes tropicais são motivados pelas inundações (King, Tonkin & Mahoney, 2009, Bailly, Agostinho & Suzuki, 2008). As inundações propiciam habitats, alimento, conectividade lateral e refúgio contra os predadores (Balcombe et al., 2007). Além disso, estas oportunizam períodos de alta vazão, que influenciam na velocidade de deriva fazendo com que as larvas cheguem rapidamente aos habitats de desenvolvimento (Lechner et al., 2018). Normalmente, os habitats de desenvolvimento de peixes tropicais estão localizados em lagoas marginais, baías, canais, áreas de várzea, poços e margens sem correnteza (Humphries, Serafini & King, 2002; Reynalte-Tataje, Hermes-Silva, Silva, Bialetzki, & Zaniboni-Filho, 2008; King, Humphries & Lake, 2003; Agostinho, Gomes & Pelicice, 2007) e são caracterizados por alta disponibilidade de alimentos, baixa velocidade da água e pressão de predação (Werner, 2002, Balcombe et al., 2007). Contudo, ao longo dos anos é comum notar modificações na abundância e composição das espécies de peixes. Estas flutuações refletem a mortalidade dos estágios iniciais (Houde, 1987) ocasionadas pelas variações na disponibilidade de alimento adequado e também pela dispersão dos estágios iniciais para habitats inapropriados (Cowan & Shaw, 2002).

Mudanças climáticas podem promover alterações na abundância e composição das espécies, haja vista que mudanças na quantidade e no padrão de precipitação podem resultar em inundações e secas (Saud, Bhattacharjya, Verma, Kumar Debnath & Sharma, 2012), além disso, mudanças em alguns fatores climáticos como vazão e temperatura podem exercer influência sobre o sucesso reprodutivo e recrutamento das espécies (Rutherford et al., 2016; Parkinson, Philipport & Baras, 1999), pois em anos com grande vazão, a abundância e riqueza das espécies tendem a ser maior. Por outro lado, o aumento na temperatura pode levar a mudança no período reprodutivo e na escolha das áreas de desova (Shoji et al., 2011; Ficke, Myrick & Hansen, 2007) uma vez que a espécie buscam áreas com temperaturas ótimas para a sua reprodução. Além disso, o aumento da temperatura irá afetar a duração do período embrionário e larval das espécies e possivelmente influenciar nas taxas de sobrevivência (Pankhurst & Munday, 2011). Por consequência o recrutamento das espécies poderá ser afetado já que, o mesmo depende do resultado do período embrionário e larval.

A região Neotropical é conhecida por apresentar a maior diversidade de espécies de peixes de água doce do mundo (Lowe-McConnell, 1987). O número total de peixes de água doce pode exceder a 8000 espécies, com maior diversidade concentrada na América do Sul, especialmente nas bacias dos rios Amazonas, Orinoco e Paraná - Paraguai (Reis et al., 2016). A bacia do rio Paraná, na sua porção superior apresenta espécies de peixes com várias estratégias reprodutivas. Algumas espécies possuem maturação precoce, com desova múltipla, outras têm cuidado parental com reprodução não sazonal, e há aquelas que exibem estratégia sazonal, migrando longas distâncias para reprodução (Winemiller, 1989; 1992). Espécies migradoras de longa distância utilizam diferentes ambientes para a reprodução e para o desenvolvimento, por isso, muitas vezes, precisam migrar mais de 100 km em busca de locais adequados para a desova (Carolsfeld, Harvey, Ross & Baer, 2003; Makrakis, Miranda & Makrakis, 2012).

Desde meados do século XIX, a bacia do Rio Paraná tem sido cada vez mais utilizada para o desenvolvimento de energia hidrelétrica (Agostinho, Gomes, Pelicice, Petry, Gomes & Julio Jr, 2007), e atualmente, tem se intensificado na região norte do Brasil (Lees, Peres, Fearnside, Schneider & Zuanon, 2016; Santos, Pinto-Coelho, Fonseca, Simões, & Zanchi, 2018). As grandes barragens ao longo do rio Paraná vêm causando enormes impactos ambientais nas comunidades de peixes, principalmente para grandes espécies migradoras que têm suas rotas de migração bloqueadas, pois a barragem limita ou impede a conectividade longitudinal, diminuindo o acesso aos habitats de reprodução e de desenvolvimento de seus juvenis (Lucas & Baras, 2001), o que pode reduzir a população recruta (Pelicice & Agostinho, 2008). A fragmentação do habitat e a redução ou supressão das áreas de desova também podem resultar na extinção de espécies (Reynalte-Tataje et al., 2008). Além disso, as barragens promovem o controle de inundações que causam assincronia entre o período reprodutivo e o período de cheia (Agostinho, Gomes & Pelicice, 2007), prejudicando os gatilhos que estimulam a maturação gonadal e desova para quase todas as estratégias reprodutivas (Vazzoler, 1996; Suzuki et al., 2009). Entretanto, uma estratégia ambiental de gestão para restabelecer a conectividade entre os habitats das espécies migradoras de longa distância é fornecer passagem através das escadas para peixes que podem para certas espécies permitir movimentos bidirecionais e conseqüentemente garantir a preservação das espécies (Celestino et al., 2019).

A planície de inundação do alto rio Paraná juntamente com seus tributários livres de barramentos tem garantido a manutenção da diversidade biológica das espécies (Agostinho, Gomes, Pelicice, Petry, Gomes & Julio Jr, 2007; Thomaz, Bini & Bozelli, 2007) por apresentar uma heterogeneidade de habitats e por seus tributários serem áreas de desova para várias espécies de peixes incluindo migradoras de longa distância (Baumgartner et al., 2004; Baumgartner et al., 2008; Reynalte-Tataje, Agostinho, Bialezki, 2012). Papel relevante para a manutenção das espécies de peixes também exercem os tributários do reservatório da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sergio Motta, conhecida como Porto Primavera, localizada a montante da planície de inundação, os rios Aguapeí, Verde, Pardo e Anhanduí, que são áreas de desova de várias espécies de peixes, entre elas algumas raras e ameaçadas de extinção (Da Silva et al., 2015, Da Silva et al., 2019).

Considerando que a disponibilidade de habitats adequados para a desova, desenvolvimento inicial e crescimento, bem como o êxito na dispersão dos estágios iniciais entre estas áreas, especialmente para as migradoras de longa distância, promovem o sucesso do recrutamento, este estudo determinou a variação espacial e temporal em assembleias de peixes em tributários do reservatório de Porto Primavera, no intensamente regulado alto Rio Paraná, ao longo de 08 anos. Especificamente: (I) Identificamos padrões espaciais e temporais na abundância e a estrutura da assembleia de peixes (II) Verificamos as estratégias reprodutivas das espécies que ocorrem nos tributários de Porto Primavera e como as espécies migradoras de longa distância se distribuem ao longo dos 8 anos (III) Avaliamos quais variáveis ambientais influenciam na abundância de peixes. (IV) Documentamos a paisagem nos tributários quanto às áreas de inundação, lagoas, vegetação e ao uso do solo (agrícola/pastagem) e sua influência sobre a abundância de peixes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2 Área de Estudo

O Reservatório de Porto Primavera está localizado no alto rio Paraná (município de Rosana-SP) a 28 km a montante da confluência com o Rio Paranapanema. Este reservatório é o maior do rio Paraná com 240 km de extensão. Sua barragem apresenta 11,4 km de comprimento e 22 m altura e 16 vertedouros de superfície, com capacidade de descarga de até $53\,600\text{m}^2\text{s}^{-1}$ (Shibatta & Dias, 2006). Uma escada para peixe tipo tanque e orifício, foi construída no lado esquerdo da barragem para permitir a passagem de peixes migradores e manter a conectividade longitudinal (Wagner et al., 2007), com 472,5m de comprimento e 4 % de declive (Celestino et al., 2019).

Os tributários do Reservatório de Porto Primavera estudados estão localizados na margem esquerda do rio Paraná, o rio Aguapeí, e na margem direita, os rios Verde e Pardo (**Figura 1**).

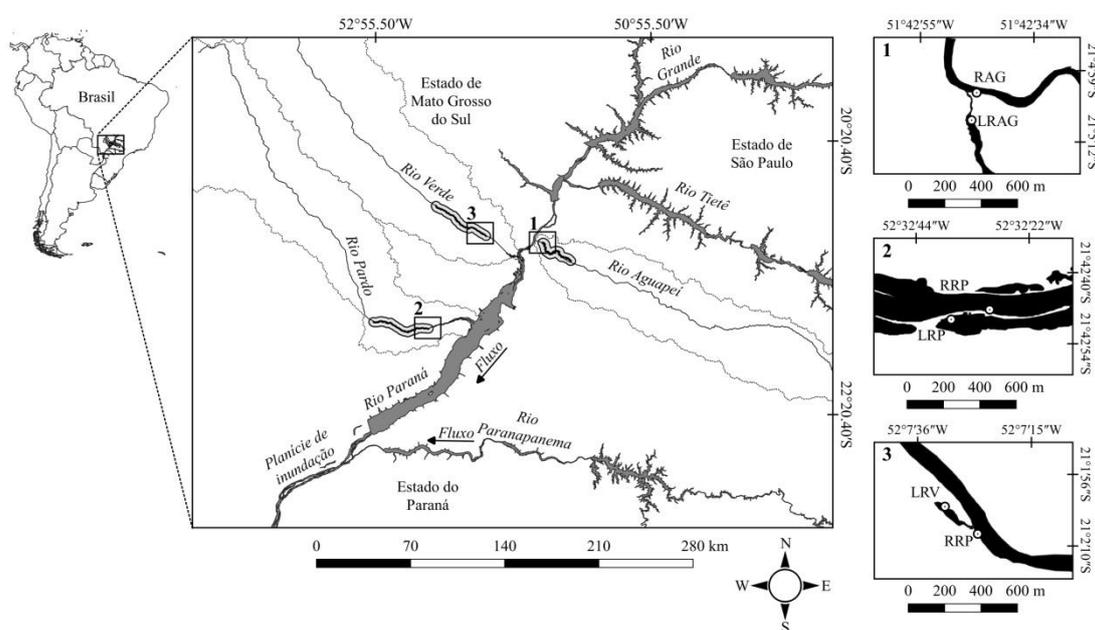


FIGURA 1 Locais de amostragem nos tributários do reservatório de Porto Primavera, Alto Paraná Rio, Brasil. LLAG (lagoa do rio Aguapeí); RAG (Rio Aguapeí); LRV (lagoa do rio Verde); RRV (Rio Verde); LRP (Lagoa rio Pardo); RP (rio Pardo).

O rio Aguapeí, localizado no estado de São Paulo, apresenta sua foz no rio Paraná, entre os municípios de Nova Independência e São João do Pau d'Alho. O rio Aguapeí é caracterizado por um padrão sinuoso marcante, com uma largura média de 73,29 m e extensão de mais de 339 km. As margens do rio Aguapeí são compostas por mata ciliar com porte predominantemente arbóreo. Em suas lagoas existem macrófitas

aquáticas do tipo gênero *Eichornia*, família Pontederiaceae (aguapés) de onde deriva a etimologia de seu nome. “Aguapeí” é um termo de origem tupi que significa “rio dos aguapés” (Navarro, 2005). O rio Aguapeí apresenta lagoas marginais permanentes e poucas áreas de várzea que são inundadas no período de cheia. Neste estudo foram realizadas amostragens em uma lagoa marginal (21°05'16''S WO 51°42'42''; Datum SIRGAS 2000) conhecida como “Pau da Onça” e na calha do rio (S 21°04'47.4'' WO 51°42'46.3''; Datum SIRGAS 2000). A lagoa possui uma área de aproximadamente 2,0 hectares, com vegetação ripária preservada. A profundidade no centro da lagoa em períodos de seca é abaixo de 60 cm e de mais de 400 cm em períodos de cheia (Figura 2a, b).

O rio Verde está localizado na margem direita do rio Paraná, e é parte integrante do Estado de Mato Grosso do Sul. Da nascente até a foz, este rio possui uma extensão de aproximadamente 398 km e largura média de 85,16m. Suas margens são compostas por vegetação ciliar preservada. Este rio apresenta lagoas marginais temporárias e áreas de várzeas. As amostragens ocorreram em uma lagoa temporária (S 21°02'02.0'' WO 52°07'31.3''; Datum SIRGAS 2000) e na calha do rio (S 21°02'12.8'' WO 52°07'13.2''; Datum SIRGAS 2000). A lagoa do rio Verde está próxima a áreas agrícola e de pastagem e apresenta vegetação arbustiva, arbórea e herbácea. Por ser uma lagoa temporária sua dimensão e seu nível varia grandemente ao longo dos anos, de menos de 30 cm de profundidade no centro da lagoa em períodos de seca a mais de 150 cm em períodos de cheia (Figura 2c, d).

O rio Pardo localizado na margem direita do rio Paraná possui 405 km de extensão toda ela pertencente ao Estado de Mato Grosso do Sul. A largura deste tributário no trecho estudado apresenta média de 103,06m. As margens do rio Pardo são compostas por vegetação arbustiva, arbórea e bancos de macrófitas aquáticas são verificados ao longo do seu curso. As coletas foram realizadas em uma lagoa marginal permanente denominada de “Lagoa dos Coqueiros” (S 21°42'48.6''WO 52°32'37.0''; Datum SIRGAS 2000) e na calha do rio (S 21°42'46.2'' WO 52°32'25.3''; Datum SIRGAS 2000). A lagoa apresenta elevada quantidade de macrófitas aquáticas flutuantes, que por vezes chega a fechar a entrada da lagoa. A profundidade no centro da lagoa em períodos de seca é de cerca de 100 cm a mais de 200 cm em períodos de cheia (Figura 2e, f).

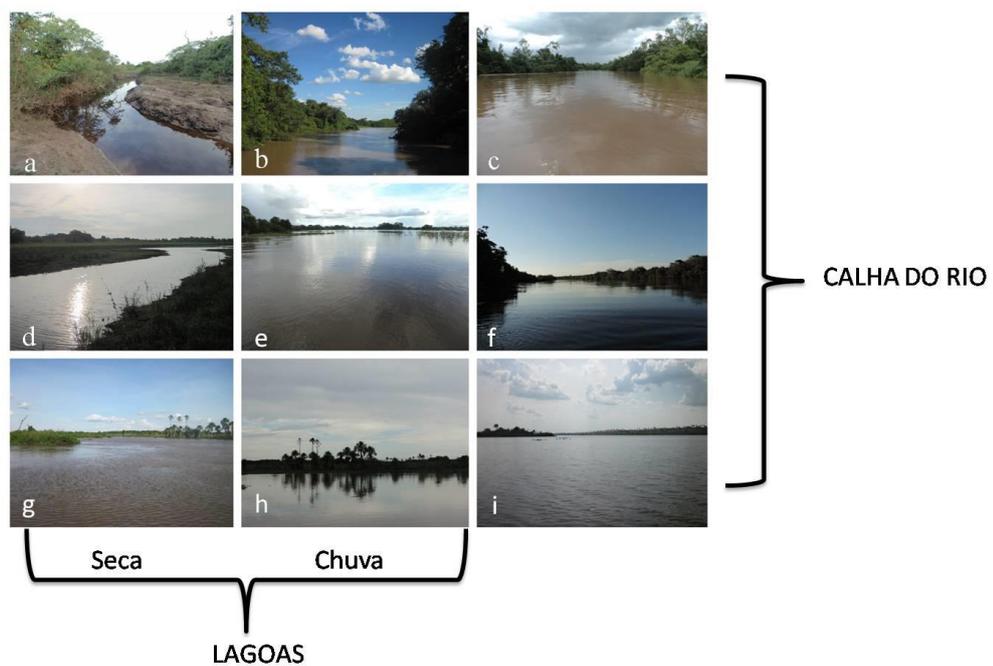


FIGURA 2 Lagoas (períodos de seca e chuva) e trechos de rios amostrados nos tributários do reservatório de Porto Primavera de 2011 a 2018. Rios Aguapeí = a-c; Verde = d-f; e Pardo = g-i.

2.3 Coleta e análise de dados

2.3.1 Amostragem de peixes

Para avaliar a composição e a estrutura da comunidade foram realizadas amostragens de peixes ao longo de 08 anos, de 2011 a 2018, pelo menos três vezes por ano: 2011 = 03; 2012 = 08; 2013 = 10; 2014 = 06; 2015 = 04; 2016 = 04; 2017= 05 e em 2018 = 04, totalizando 44 coletas. As amostragens foram realizadas em cada tributário em dois pontos, um localizado na calha do rio e outro na lagoa. Cabe mencionar que períodos de seca prolongados impossibilitaram as amostragens nas lagoas dos rios Aguapeí (Abril, Maio, Dezembro de 2014; Janeiro, Maio e Julho de 2015) e Verde (Janeiro de 2013 e Fevereiro de 2014).

Para as amostragens foram utilizados vários equipamentos de pesca com o objetivo de coletar peixes de várias espécies e, assim, evitar a seletividade e resultados tendenciosos (Afonso, Gomes, Agostinho, Message & García-Berthou, 2016). As amostragens foram realizadas com redes de espera, espinhéis e anzóis de galho. Duas baterias de redes de espera com 10 metros de comprimento de malhagens até 6 cm (2,5; 3; 4; 5 e 6 cm), para priorizar a captura de peixes juvenis, especialmente de espécies migradoras, foram instaladas em cada um dos pontos de amostragem. As redes foram instaladas próximas a margem em locais com baixo fluxo de água, por volta das 17: 00 e retiradas as 21: 00. Espinhel de superfície foi instalado em cada ponto de amostragem, com 40 metros de comprimento e 20 anzóis 3/0, encastoados em linha de nylon de 0,70mm de diâmetro e 1,30m de comprimento, com espaçamento de 1m entre cada anzol. Cinco anzóis de galho foram instalados em cada um dos pontos de amostragem, composto de linha de nylon de 200 mm de diâmetro e três metros de comprimento e anzóis 9/0 com chumbada. Estes foram amarrados em galhos de árvores à margem do rio ou às taquaras nas lagoas e sinalizados com faixa refletiva. Tanto os anzóis de galho quanto os espinhéis foram instalados por volta das 17: 00 e iscados somente ao entardecer (por volta das 18: 30) com isca natural (peixes da ordem Gymnotiformes e Synbranchiformes) para minimizar a predação por predadores diurnos (*Serrasalmus* spp.).

Para caracterização das condições ambientais que podem exercer seleção sobre o uso dos ambientes pelas diferentes espécies, dados de turbidez, temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD), pH e condutividade elétrica foram aferidos em dois momentos durante as amostragens de peixes, ou seja, na instalação e na retirada dos equipamentos de pesca. A turbidez foi obtida usando o turbidímetro AP2000 IR (Policontrol, Diadema, Brasil) e as demais variáveis com o multiparâmetro Profissional Plus (YSI, Ohio, EUA). Além disso, dados de vazão, precipitação e nível de cada tributário foram obtidos de estações de meteorologia operadas pela Companhia Energética de São Paulo - CESP.

Os peixes após a captura foram mantidos em gelo e encaminhados ao laboratório para análises. As amostragens de peixes foram autorizadas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO (n ° 31137-2, 31137-3, 31137-5). Os peixes

foram manipulados sob Conselho Federal de Medicina Veterinária (CFMV 2002) quanto às diretrizes éticas (Protocolo nº 52/09 aprovado pelo Comitê de Ética no Uso de Animais da Unioeste). Espécimes testemunho foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina – MZUEL.

Os peixes amostrados foram identificados ao menor nível taxonômico possível de acordo com Graça & Pavanelli (2007), Britski, Silimon & Lopes (2007) e Ota, Deprá Graça & Pavanelli, (2018). A abundância das espécies de peixes foi determinada através da captura por unidade de esforço (CPUE). A CPUE foi calculada para cada equipamento e espécie por amostra. Os dados de CPUE de diferentes equipamentos foram padronizados utilizando o método de padronização do MGMS (Gibson-Reinemer, Ickes & Chick, 2016).

2.4 Análise de dados

2.4.1 Composição e estrutura da Assembleia de peixes

A estrutura da assembleia de peixes foi avaliada através da riqueza, índice de diversidade de Shannon (Pielou, 1975) e equitabilidade utilizando os dados de MGMS. A Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) foi aplicada para testar possíveis diferenças nestes atributos utilizando tributários e anos como fatores. Os dados foram transformados em raiz quadrada para redução da assimetria dos dados e para atender o pressuposto de homogeneidade. Para as análises foram utilizadas 9999 permutações e a matriz de similaridade calculada através do índice de *Bray-Curtis*. Quando diferenças significativas (valor de $p < 0,05$) foram verificadas, foi aplicado o *Pair-wise tests*.

Para verificar a premissa de que os tributários podem ter contribuição diferenciada para manutenção da biodiversidade foi utilizada a Análise Hierárquica de Cluster (Clarke & Warwick, 2001). Uma matriz de similaridade foi construída utilizando o índice de Bray-Curtis, a partir dos dados de MGMS de cada espécie. O teste de perfil de similaridade (SIMPROF) foi conduzido para identificar a estrutura natural de grupos nas amostras (Clarke, Anderson & Gorley, 2008). A rotina SIMPROF conduz a uma série de testes de permutações para encontrar clusters de amostras com estrutura interna significativa ($p < 0,05$ Clarke & Warwick, 2001). A análise de porcentagens de similaridade (SIMPER; Clarke, 1994) foi realizada para identificar as espécies que contribuíram para a similaridade e dissimilaridade entre os grupos determinados a partir da análise de cluster e para verificar quais as espécies mais abundantes.

A Análise de Similaridade (ANOSIM) foi aplicada (Clarke & Gorley 2015) para detectar possíveis diferenças na composição das espécies ao longo dos anos. Valores globais de estatística-R de ANOSIM determina a quantidade de semelhança entre grupos (varia de 0 a 1). Valores de estatística-R próximo a 0 indicam que não há diferenças, enquanto valores próximos ou até 1 indicam dissimilaridades entre os

grupos. A análise de porcentagens de similaridade (SIMPER) foi realizada para identificar espécies com as maiores contribuições.

2.4.2 Estratégias reprodutivas

As espécies foram categorizadas em diferentes estratégias reprodutivas determinadas seguindo as definições de Balon (1984), Humphries, Serafini & King, (2002), Suzuki, Bulla, Agostinho & Gomes (2003): **estratégia I** - espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos, têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental e apresentam migrações locais / curtas; **estratégia II** – espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos, têm um período de desova prolongado, cuidados parentais, migrações locais; **estratégia III** - espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de médio e grande porte quando adultos, têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental, migrações sazonais de longa distância, **estratégia IV** - Espécies que apresentam fecundação interna e desenvolvimento direto.

As espécies migradoras de longa distância (estratégia III) foram classificadas quanto ao estágio de vida, em juvenil e adulto. A diferenciação em juvenil ou adulto foi baseada no tamanho de primeira maturação das espécies, seguindo Vazzoler, (1996) e Graça & Pavanelli (2007).

A Análise de Similaridade (ANOSIM) foi aplicada (Clarke & Gorley 2015) para detectar possíveis diferenças na composição das espécies migradoras de longa distância ao longo dos anos.

2.4.3 Influência das Variáveis ambientais na abundância de peixes

A rotina BEST BIOENV foi utilizada para determinar qual variável ou combinação de variáveis ambientais (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, turbidez, precipitação, nível e vazão) estiveram relacionadas com a abundância (valor de MGMS) de peixes. Para isso utilizou-se o coeficiente de correlação de *Spearman* (ρ). Na rotina BIOENV, matrizes de similaridade dos dados ambientais e dados biológicos (MGMS) foram criadas. Para as variáveis ambientais, os dados foram transformados em $\log x + 1$ (exceto pH) e normalizados com base na distância Euclidiana. Quanto aos dados biológicos, estes foram transformados em raiz quadrada, utilizando o coeficiente de similaridade de *Bray-Curtis*. A análise foi realizada com o software PRIMER v. 7 (Clarke & Gorley, 2015).

Para avaliar possíveis influências dos fatores ambientais sobre a abundância das espécies migradoras de longas distâncias, foi realizada análise de regressão linear múltipla *stepwise (backward)*, tendo como variável dependente a abundância das espécies migradoras e variável independente a precipitação, nível da água, turbidez, temperatura da água, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. O pH e vazão da água apresentaram correlação com o oxigênio dissolvido e nível da água, respectivamente, por isso foram removidos desta análise. As variáveis ambientais foram

transformadas em $\log x + 1$ e a abundância de espécies migradoras de longa distância em raiz quadrada. A análise foi realizada no software *Statistica* versão 7.0.

2.5 Caracterização da paisagem

A caracterização de cada tributário quanto à disponibilidade de áreas de inundação, lagoas marginais, vegetação e agrícola/pastagem foi realizada através de dados espaciais. Para obtenção dos dados, trechos de 50 km de extensão de cada tributário foram selecionados a partir do ponto de amostragem no sentido foz-cabeceira, seguindo o contra fluxo dos rios avaliados (Figura 1). Posteriormente, buffers foram criados ao longo dos 50 km de rio, com 3,5 km de largura em cada margem dos tributários. As áreas estabelecidas para os trechos de cada rio corresponderam a: Aguapeí = 27.891,34 hm², Pardo = 36.758,62 hm², e Verde = 38.517,82 hm².

Um total de 36 imagens foram obtidas dos satélites Landsat 7, Landsat 8 e Sentinel 2A disponibilizadas pelo Serviço Geológico Americano - *United States Geological Survey* (USGS), para as estações de chuva (dezembro) e seca (maio) entre os anos de 2012 a 2017. Em cada imagem, foram utilizadas as bandas 4,3,2 correspondentes as bandas: 4 - red, 3 -green e 2 - blue, totalizando 108 bandas. Para a garantia de melhor qualidade nas análises posteriores, foram selecionadas imagens com o mínimo de cobertura de nuvens e nas datas próximas às coletas de peixes obtidas nesses períodos.

Para o pré-processamento das imagens, foram utilizados os programas QGIS 2.18.16 e o QGIS 3.2.0(QGIS Mapserver 2015), com o complemento Orfeo Monteverdi, para melhoria da resolução nas imagens Landsat 7 e Landsat 8. Análises de pré-processamento foram conduzidas para a melhoria das imagens, troca do sistema de referência de coordenadas (SRC) para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas do ano de 2000 (SIRGAS 2000 UTM). O algoritmo *Close gaps with stepwise sampling* foi utilizado para corrigir imperfeições nas imagens do Landsat 7. Após esse procedimento, mosaicos foram criados para cada período avaliado e utilizado a caixa de ferramentas do Orfeo, para melhorar a resolução dos mosaicos obtidos, passando de 30 m para 15 m, usando a banda 8 (Pancromática) como referência.

A análise de Classificação Multiespectral Supervisionada (CMS) foi aplicada para determinar as áreas de interesse para cada tributário a partir das imagens obtidas anteriormente, com o uso do programa MultiSpec 2018.08.30 (Biehl & Landgrebe, 2002). As áreas foram agrupadas em 5 classes: área do rio (1), área agrícola/pastagem (2), vegetação (3), área inundável (4) e área de lagoas (5). Em seguida, as amostras foram testadas com o método de validação cruzada, que testa internamente a performance dos resultados da classificação para cada tributário (Morin & Davis, 2017).

O método de Máxima Verossimilhança (MAXVER) foi utilizado para classificar as áreas na imagem. É um classificador paramétrico, que assume uma distribuição espacial de probabilidade, normalmente uma distribuição Gaussiana dos dados, determinando parâmetros como média e matriz de covariância com base nos dados da amostragem espectral (Brasileiro, Oliveira, Rodrigues & Delgado, 2016). A confiabilidade da classificação é condicionada a alguns fatores, destacando-se a

adequada escolha das amostras espectrais, que devem ser representativas e compostas por pixels com características semelhantes, distribuídas em classes de boa separabilidade espectral (Pinheiro, Bertoldi, Vibrans, Kaufmann & Deshayes, 2011).

Após essa etapa, o método de Landis & Koch (1977) foi aplicado para avaliar a qualidade das classes de acordo com a estatística Kappa, o qual segue uma classificação de 0,00 a 1,00. Para serem consideradas precisas o suficiente, as classes devem obter o valor acima de 0,80, representando uma classificação quase perfeita. Posteriormente, os dados obtidos foram vetorizados e utilizados para calcular as áreas obtidas para cada classe. Os dados espaciais foram utilizados para a elaboração dos mapas das áreas de cada tributário para análise das mudanças anuais espacialmente distribuídas entre as classes.

Possíveis diferenças entre as áreas (inundáveis, lagoas, rios, vegetação e agrícolas/pastagem) em relação aos tributários (Aguapeí, Verde e Pardo), estações (seca e chuva) e aos anos (2012 a 2017), foram testadas através da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA). Para analisar a correlação entre essas áreas com a abundância de peixes (valor de MGMS) foi aplicada a *Correlação de Spearman* ($p = 0,05$). O software PRIMER v. 7 (Clarke & Gorley, 2015) foi aplicado para realizar estas análises.

3. RESULTADOS

3.2 Composição e estrutura da assembleia de peixes

Um total de 10.154 peixes foram amostrados no período de 20011 a 2018, correspondentes a 78 espécies pertencentes a seis ordens e 23 famílias (Tabela 1). Peixes das ordens Siluriformes e Characiformes foram preponderantes. Os Siluriformes foram as espécies mais abundantes representando 58% dos indivíduos coletados e 41% das espécies identificadas. Os Characiformes representaram 34% dos indivíduos coletados e 40% das espécies identificadas. As demais ordens juntas representaram um total de 8% dos indivíduos coletados e 19% das espécies identificadas (Tabela 1). A maior parte das espécies coletadas corresponde a espécies autóctones (65%) as alóctones corresponderam a 34% e exóticas 1% (Tabela 1).

TABELA 1 Espécies amostradas estratégias reprodutivas (ER) e abundância (MGMS) dos peixes amostrados nos tributários do Reservatório de Porto Primavera, Alto Rio Paraná, Brasil, 2011-2018. Espécies classificadas como origem alóctone (AL), autóctone (AU) e exóticas (EX).

Espécies	ER	Origem	Aguapeí	Verde	Pardo	Espécies	ER	Origem	Aguapeí	Verde	Pardo
Potamotrygonidae						Curimatidae					
<i>Potamotrygon cf. falkneri</i>	IV	AL	9,62	19,34	9,62	<i>Cyphocharax gillii</i>	I	AL	0	0,16	0
<i>Potamotrygon amandae</i>	IV	AL	0,02	1,42	0	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	I	AL	0,28	0,95	3,11
CHARACIFORMES						<i>Steindachnerina insculpta</i>					
Acestrorhynchidae						Cynodontidae					
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	I	AU	0,70	16,76	2,10	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	III	AU	1,17	0,94	4,46
Anostomidae						Erythrinidae					
<i>Leporinus friderici</i>	I	AU	0,22	5,78	3,08	<i>Hoplias spp.</i>	II	AU	15,39	43,77	39,99
<i>Leporinus lacustris</i>	I	AU	0,19	0,42	0,19	Prochilodontidae					
<i>Leporinus octofasciatus</i>	I	AU	0,06	0	0,22	<i>Prochilodus lineatus</i>	III	AU	1,31	0,19	0,11
<i>Leporinus tigrinus</i>	I	AU	0	0,11	0,11	SILURIFORMES					
<i>Leporellus vittatus</i>	I	AU	0	0,02	0	Clariidae					
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	III	AU	0,08	0,28	0,58	<i>Clarias gariepinus</i>	I	EX	24,69	0	4,27
<i>Megaleporinus piavussu</i>	III	AU	0	0,11	0,05	Auchenipteridae					
<i>Schizodon nasutus</i>	I	AU	0,06	3,22	2,40	<i>Ageneiosus inermis</i>	I	AL	56,85	8,12	16,49
<i>Schizodon borellii</i>	I	AU	4,40	16,42	3,25	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	I	AU	0,05	0,14	0,50
Hemiodontidae						<i>Auchenipterus osteomystax</i>					
<i>Hemiodus orthonops</i>	I	AL	0,50	22,29	7,01	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	I	AU	26,11	16,78	14,90
Characidae						<i>Tatia neivai</i>					
<i>Astyanax lacustris</i>	I	AU	0,53	3,22	0,61	Callichthyidae					
<i>Hemigrammus marginatus</i>	I	AU	0	0	0,02	<i>Hoplosternum littorale</i>	II	AU	1,88	0,11	0
<i>Moenkhausia aff. intermedia</i>	I	AU	0,08	8,39	0,53	<i>Callichthys callichthys</i>	II	AU	0,02	0	0
<i>Salminus brasiliensis</i>	III	AU	0,47	0,55	0,44	Cetopsidae					
<i>Salminus hilarii</i>	III	AU	0	0,02	0	<i>Cetopsis gobioides</i>	I	AU	0	0	0,02
<i>Brycon orbignyanus</i>	III	AU	0	0,05	0	Doradidae					
<i>Triportheus nematurus</i>	I	AL	0,36	0,05	0	<i>Ossancora eigenmanni</i>	I	AL	0,14	0,08	0,19
<i>Metynniss maculatus</i>	I	AL	0,02	0,28	0,05	<i>Trachydoras paraguayensis</i>	I	AL	15,18	11,34	7,26
<i>Metynniss lippincottianus</i>	I	AL	0	0,25	0,11	<i>Pterodoras granulatus</i>	III	AL	27,87	2,25	8,58
<i>Serrasalmus marginatus</i>	II	AU	10,45	7,89	15,86	Heptapteridae					
<i>Serrasalmus maculatus</i>	II	AU	1,03	5,13	7,69	<i>Pimelodella avanhandavae</i>	I	AU	0,16	0,16	0,05
<i>Roebooides descalsvadensis</i>	I	AL	1,12	2,38	1,71	<i>Pimelodella gracilis</i>	I	AU	0,03	0,03	0,03
<i>Galeocharax gulo</i>	I	AU	0,28	0,25	0,58						

Espécies	ER	Origem	Aguapeí	Verde	Pardo	Espécies	ER	Origem	Aguapeí	Verde	Pardo
Loricariidae						<i>Eigenmannia virescens</i>	I	AU	0,22	0	0,08
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	II	AL	8,67	5,36	6,53	<i>Sternopygus macrurus</i>	I	AU	0,02	0	0,05
<i>Loricariichthys rostratus</i>	II	AL	0,08	0,05	0,14	Apteronotidae					
<i>Hypostomus cochliodon</i>	II	AL	0,92	0,70	1,09	<i>Apteronotus cf. caudimaculatus</i>	II	AL	0	0	0,02
<i>Hypostomus regani</i>	II	AU	0	0,33	0,50	<i>Porotergus ellisi</i>	I	AU	0,22	0	0
<i>Hypostomus commersoni</i>	II	AL	0	0	0,02	SYNBRANCHIFORMES					
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	II	AU	0	0,03	0	Synbranchidae					
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>	II	AU	3,06	0	0	<i>Synbranchus marmoratus</i>	II	AU	0	0,89	7,68
<i>Loricaria sp.</i>	II	AU	0,25	0,18	0,33	PERCIFORMES					
<i>Rhinelepis aspera</i>	III	AU	0,03	0	0,03	Sciaenidae					
Pimelodidae						<i>Plagioscion squamosissimus</i>	I	AL	0,08	0,44	0,86
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	III	AU	56,16	6,05	13,03	Cichlidae					
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	III	AU	0,83	0,16	0,84	<i>Geophagus brasiliensis</i>	II	AU	0	0,11	0,53
<i>Iheringichthys labrosus</i>	I	AU	0,33	0,64	2,09	<i>Geophagus sveni</i>	II	AL	0	0,19	0,56
<i>Megalonema platanum</i>	I	AL	3,20	4,90	4,04	<i>Satanoperca sp.</i>	II	AL	0	1,06	0,61
<i>Pimelodus argenteus</i>	I	AU	0,81	0	0	<i>Cichla kelberi</i>	II	AL	0	0,70	0
<i>Pimelodus maculatus</i>	III	AU	5,30	4,98	1,95						
<i>Pimelodus ornatus</i>	III	AU	15,87	5,24	20,32						
<i>Sorubim lima</i>	III	AL	39,56	0,89	4,35						
<i>Pinirampus pirinampu</i>	III	AU	0	0	0,89						
GYMNOTIFORMES											
Gymnotidae											
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	II	AL	4,30	0	0,89						
<i>Gymnotus sylvius</i>	II	AU	0,61	0	0						
Sternopygidae											
<i>Eigenmannia trilineata</i>	I	AU	0,47	0,33	0,33						

I= Espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental e apresentam migrações locais / curtas, **II**= Espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos têm um período de desova prolongado, cuidados parentais, migrações locais, **III**= Espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de médio e grande porte quando adultos têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental, migrações sazonais de longa distância, **IV**= Espécies que apresentam fecundação interna e desenvolvimento direto.

Não foram observadas diferenças significativas (PERMANOVA; P (perm) $>0,05$) para a riqueza entre os tributários e anos amostrados (Figura 3a, b). Entretanto, a equitabilidade diferiu entre os tributários (PERMANOVA; Pseudo-F = 4,01; P (perm) = 0,002), com maiores (*Pair-wisetests*; $p <0,05$) valores observados para o rio Verde e menores para o rio Pardo (Figura 3c). Não foram observadas diferenças significativas (PERMANOVA; P (perm) $>0,05$) para a equitabilidade em relação aos anos (Figura 3d). A diversidade de espécies também não diferiu significativamente (PERMANOVA; P (perm) $>0,05$) entre os tributários e anos (Figura 3e, f).

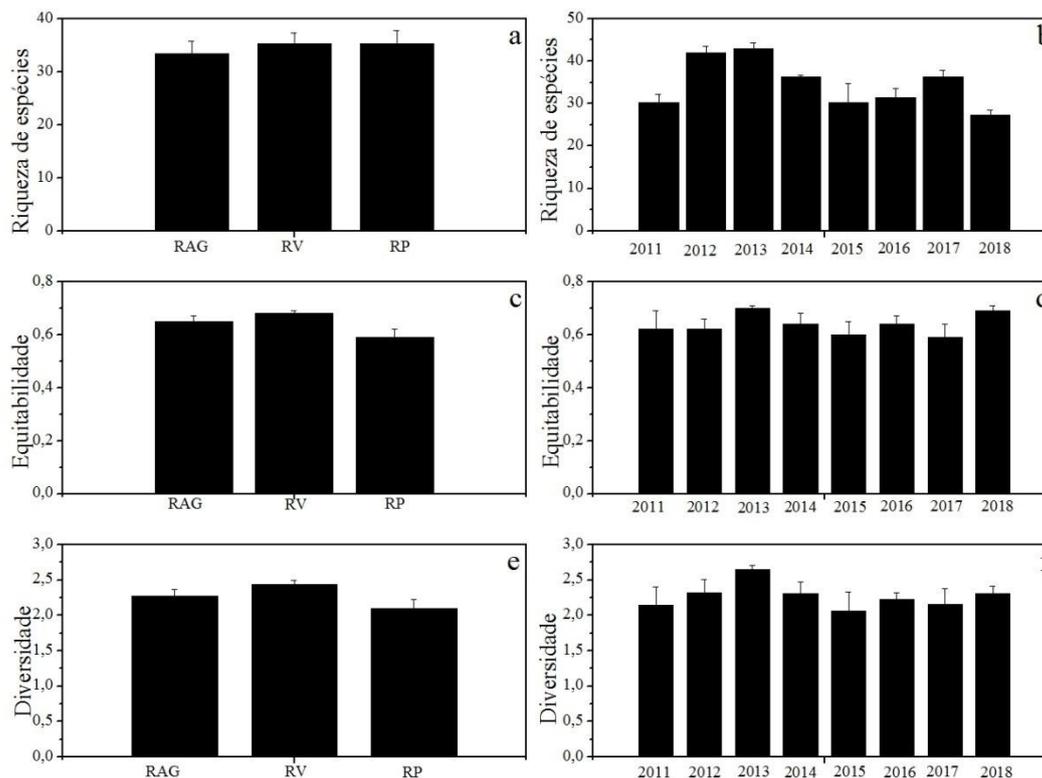


Figura 3 Riqueza (a,b), equitabilidade (c,d) e diversidade (e,f), de espécies de peixes coletados nos diferentes tributários de Porto Primavera durante os anos de 2011 a 2018.

As abundâncias de peixes diferiram significativamente entre os tributários (PERMANOVA; Pseudo-F = 4,98; P (perm) = 0,007). Maiores abundâncias de peixes (*Pair-wise tests*; $p <0,01$) ocorreram no rio Aguapeí (MGMS= 5,17) e menores (*Pair-wise tests*; $p <0,007$) no rio Verde (MGMS=3,35). A abundância de peixes não diferiu significativamente entre os anos (PERMANOVA; P (perm) $>0,05$).

Quanto à abundância das espécies, a análise de similaridade indicou que os tributários de Porto Primavera possuem composição distinta. A Análise de Cluster resultou na formação de dois grupos (I e II) (Figura 4). O grupo I foi representado pelo rio Aguapeí e o II pelos rios Verde e Pardo.

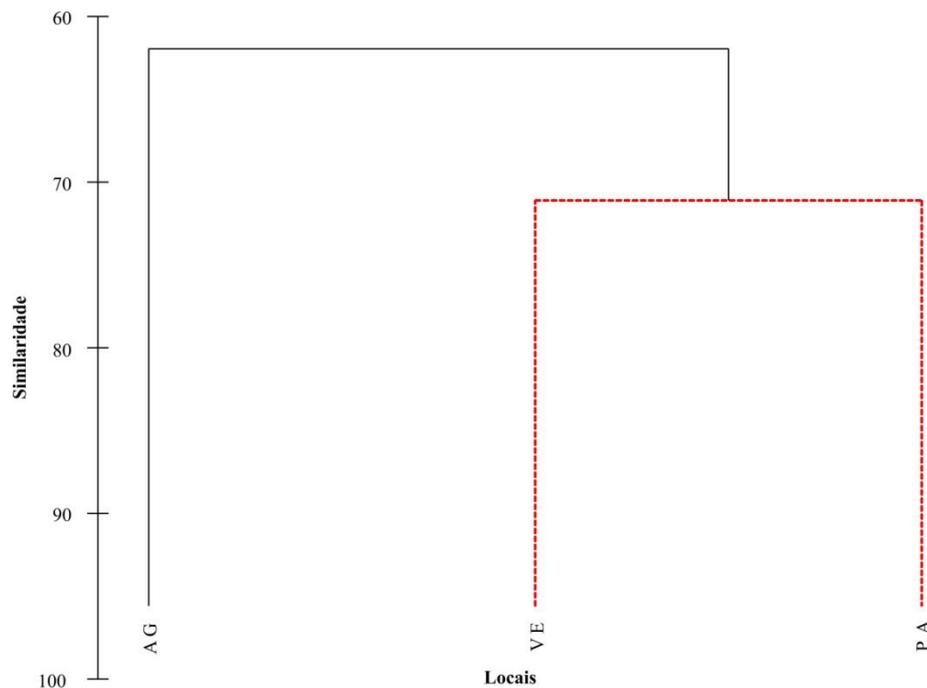


FIGURA 4 Dendrograma de similaridade (Análise de Cluster e SIMPROF) entre os tributários do reservatório de Porto Primavera (Aguapeí – AG; Verde – VE; Pardo – PA) a partir da matriz de dados de abundância das espécies transformados em raiz quadrada por locais de amostragem, usando o índice de similaridade de *Bray-Curtis*. Grupos significantes ($p < 0,05$) mostrados em vermelho, e amostras não agrupadas, em preto.

A análise de similaridade de percentagens (Simper) demonstrou que o grupo II apresentou similaridade de 76% e ocorreu dissimilaridade de 34% entre os grupos I e II. A Tabela 2 apresenta a porcentagem de contribuição das espécies para esses resultados.

TABELA 2 Percentagem de contribuição da abundância das espécies de peixes amostradas nos tributários do reservatório de Porto Primavera para a similaridade (S) e dissimilaridade (D) dos grupos de pontos de amostragem (Grupos I e II). Resultados para as espécies que contribuíram para 70% da Similaridade e/ou dissimilaridade.

Espécies	II S=76	I D=34
<i>Hoplias</i> spp.	8,94	3,94
<i>Salminus brasiliensis</i>	5,46	
<i>Potamotrygon</i> cf. <i>falkneri</i>	4,38	
<i>Serrasalmus marginatus</i>	4,03	
<i>Ageneiosus inermis</i>	3,97	6,32
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	3,81	1,33
<i>Hemiodus orthonops</i>	3,74	4,62
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	3,48	6,9
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	3,27	
<i>Pimelodus ornatus</i>	3,24	1,73
<i>Serrasalmus maculatus</i>	3,2	2,31
<i>Megalonema platanum</i>	2,84	
<i>Schizodon borellii</i>	2,55	1,76
<i>Leporinus friderici</i>	2,48	2,49
<i>Schizodon nasutus</i>	2,19	2,22
<i>Pterodoras granulosus</i>	2,12	4,75
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2,05	3,02
<i>Pimelodus maculatus</i>	1,97	
<i>Roeboides descalvadensis</i>	1,85	
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	1,67	
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	1,38	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	1,11	
<i>Sorubim lima</i>	1,33	7,39
<i>Clarias gariepinus</i>		6,1
<i>Synbranchus marmoratus</i>		2,85
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>		2,7
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>		2,48
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>intermedia</i>		2,38
<i>Hoplosternum littorale</i>		1,86
<i>Parauchenipterus galeatus</i>		1,75
<i>Satanoperca pappaterra</i>		1,41
<i>Pimelodus argenteus</i>		1,39

A Análise de similaridade (ANOSIM) aplicada para verificar a similaridade na composição das espécies ao longo dos anos obteve um R-Global de 0,15 para níveis de significância de $p < 0,09$ em 9999 permutações, indicando que as diferenças na composição da assembleia ao longo dos anos foram insignificantes.

3.3 Estratégias reprodutivas

A composição das espécies de peixes encontrada nos tributários de Porto Primavera foi formada por espécies com diferentes estratégias reprodutivas. A maioria (50 %) das espécies são pertencentes a estratégia do tipo I (espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos, têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental e apresentam migrações locais/curtas), representado por peixes das famílias Acestorhynchidae, Anostomidae, Hemiodontidae, Characidae, Curimatidae, Clariidae, Auchenipteridae, Cetopsidae, Doradidae, Heptapteridae, Pimelodidae, Sternopygidae, Apterontidae e Sciaenidae (Tabela 2). Peixes com o tipo de estratégia II (espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos têm um período de desova prolongado, cuidados parentais, migrações locais) representaram 28% e pertenceram às famílias Erythrinidae, Callichthyidae, Loricariidae, Gymnotidae, Apterontidae, Synbranchidae e Cichlidae (Tabela 1). Peixes com estratégia III (espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de médio e grande porte quando adultos têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental, migrações sazonais de longa distância) incluíram 20% das espécies, pertencentes as famílias Anostomidae, Characidae, Cynodontidae, Prochilodontidae, Doradidae, Loricariidae, Pimelodidae (Tabela 1). Peixes com estratégia IV (espécies que apresentam fecundação interna e desenvolvimento direto) representaram apenas 2% das espécies (Tabela 1)

A Análise de similaridade (ANOSIM) aplicada somente para as espécies com estratégia III, as migradoras de longa distância, demonstrou que houve modificações (R-Global igual a 0,19 e $p=0,03$) na composição destas espécies ao longo dos anos (Tabela 3).

TABELA 3 Valores de R para as comparações entre os anos obtidos pela análise de similaridade (ANOSIM) com base nos dados de abundância de todas as espécies capturadas nos tributários de Porto Primavera.

Anos	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2011		0,5054	0,1985	0,2977	0,2945	0,4856	0,2038	0,0961
2012	0,5054		0,4053	0,2007	0,2996	0,2958	0,2024	0,1051
2013	0,1985	0,4053		0,3964	0,1026	0,1973	0,2929	0,1023
2014	0,2977	0,2007	0,3964		0,6026	0,5056	1	0,2986
2015	0,2945	0,2996	0,1026	0,6026		0,6063	0,803	0,1003
2016	0,4856	0,2958	0,1973	0,5056	0,6063		0,5028	0,2062
2017	0,2038	0,2024	0,2929	1	0,803	0,5028		0,2005
2018	0,0961	0,1051	0,1023	0,2986	0,1003	0,2062	0,2005	

A análise Simper demonstrou que um total de cinco espécies foi responsável por 80% da dissimilaridade das espécies migradoras de longa distância ao longo dos anos. As espécies que mais contribuíram para estas modificações foram *Pseudoplatystoma corruscans*, *Pimelodus ornatus*, *Pterodoras granulosus*, *Sorubim lima* e *Pimelodus maculatus* (Tabela 4). De maneira geral, a maioria das espécies migradoras de longa distância apresentou flutuações em suas abundâncias nestes oito anos de amostragens. Algumas surgiram e desapareceram ao longo dos anos, enquanto que outras ocorreram somente em um ano específico (*Brycon orbignyanus* e *Salminus hilarii*) (Tabela 4).

TABELA 4 Percentagem de contribuição da abundância das espécies de peixes migradoras de longa distância amostradas nos tributários do reservatório de Porto Primavera para a dissimilaridade (SIMPER) e abundância média das espécies durante os anos de 2011 e 2018.

Espécies	% dissimilaridade	% Cumulativa	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	21,81	21,81	0,537	1,18	2,06	1,49	0,386	1,13	1,29	2,39
<i>Pimelodus ornatus</i>	16,95	38,76	1,67	1,69	2,18	0,465	0,334	0,445	0,654	0,0559
<i>Pterodoras granulosus</i>	15,42	54,19	1,65	1,09	1,13	0,852	1,22	0,717	0,232	0,887
<i>Sorubim lima</i>	15,26	69,44	0,616	1,92	1,53	0,652	0	1,33	0,158	0,112
<i>Pimelodus maculatus</i>	9,887	79,33	0,32	0,7	1,32	0,401	0,427	0,52	0,487	0
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	5,463	84,79	0,397	0,311	1,07	0,112	0	0	0,0559	0,0559
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	3,238	88,03	0,214	0,341	0,441	0,259	0,204	0,0559	0,168	0
<i>Salminus brasiliensis</i>	2,933	90,96	0	0,223	0,223	0	0	0,112	0,0559	0,223
<i>Prochilodus lineatus</i>	2,791	93,76	0,214	0,237	0,427	0	0,0559	0,148	0,079	0,079
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	2,423	96,18	0,137	0,277	0,176	0,135	0,135	0,112	0,079	0,158
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1,426	97,6	0	0,223	0,223	0	0	0	0	0
<i>Megaleporinus piavussu</i>	1,374	98,98	0	0,0559	0,0559	0	0,112	0	0,079	0
<i>Rhinelepis aspera</i>	0,4083	99,39	0	0	0	0	0	0,0559	0,0559	0
<i>Salminus hilarii</i>	0,3321	99,72	0	0	0	0	0	0,0559	0	0
<i>Brycon orbignyanus</i>	0,2812	100	0	0	0,079	0	0	0	0	0

Das 15 espécies de peixes migradoras de longa distância coletadas, oito ocorreram tanto na forma juvenil quanto adulto (Tabela 5). A maioria (89%) das espécies de peixes migradoras de longa distância amostradas correspondeu a adultos, enquanto que os juvenis representaram 11 %. Cabe destacar que a espécie *Prochilodus lineatus* apresentou maior percentagem de juvenis em relação a adultos no rio Aguapeí (Tabela 5). Outras espécies com percentagens expressivas de juvenis foram *Salminus brasiliensis* (30%), e *Megaleporinus piavussu* (25%) e *Pterodoras granulosus* (17%) no rio Verde, e *Hemisorubim platyrhynchos* (17%) no rio Aguapeí (Tabela 5).

TABELA 5 Comprimento total (CT) e percentagem de adultos (A) e juvenis (J) das espécies de peixes migradoras de longa distância amostrados nos tributários do Reservatório de Porto Primavera, Alto Rio Paraná, Brasil, 2011-2018.

Espécies	CT		RAG		RV		RP	
	Mínimo	Máximo	A%	% J	A%	% J	A%	% J
<i>Brycon orbignyanus</i>	23,3	24,6	0	0	100	0	0	0
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	22,5	47,0	83	17	97	3	100	0
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	8,7	35,5	100	0	86	14	86	4
<i>Megaleporinus piavussu</i>	13,5	22,2	0	0	75	25	100	0
<i>Pimelodus maculatus</i>	12	39,6	85	15	93	7	89	11
<i>Pimelodus ornatus</i>	14,5	44	100	0	100	0	100	0
<i>Pinirampus pirinampu</i>	38,5	62	0	0	0	0	100	0
<i>Prochilodus lineatus</i>	11,7	45,5	39	61	78	22	67	33
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	35	110	97	3	100	0	89	11
<i>Pterodoras granulosus</i>	8,5	67,5	88	12	83	17	92	8
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	40	72	100	0	100	0	100	0
<i>Salminus brasiliensis</i>	20,5	52	100	0	70	30	100	0
<i>Sorubim lima</i>	19	60	95	5	100	0	100	0
<i>Rhinelepis aspera</i>	18,6	34,5	100	0	0	0	100	0
<i>Salminus hilarii</i>		26,1	0	0	100	0	0	0

3.4 Influência das Variáveis ambientais na abundância de peixes

O resultado da rotina BIO-ENV aplicado para verificar possíveis relações entre a abundância de peixes e as variáveis ambientais demonstrou que o conjunto de duas variáveis representado pela temperatura da água e oxigênio dissolvido ($p: 0,06$) foram as variáveis que melhor explicaram a distribuição das espécies (Tabela 6). As maiores abundâncias de peixes ocorreram no rio Aguapeí que apresentou menores valores de oxigênio dissolvido em relação aos demais tributários. As menores densidades de peixes ocorreram no rio Verde que apresentou os maiores valores de temperatura da água (Tabela 7).

TABELA 6 Resultados da BIOENV baseada nas correlações de rank de *Spearman* (ρ) entre a abundância das espécies de peixes e as variáveis ambientais. Valores em negrito representam o conjunto de variáveis com a melhor solução possível. 1 = temperatura da água; 2= Oxigênio dissolvido; 3 = Condutividade elétrica 4 = turbidez 5= Nível; 6=precipitação

Número de variáveis ambientais	Correlação (<i>Spearman</i> ρ)	Conjunto de variáveis ambientais
2	0,06	1,2
1	0,056	1
2	0,056	1,5
3	0,055	1,4,5
3	0,054	1,2,5
3	0,053	1,3,4
2	0,053	1,4

O resultado da análise de regressão linear múltipla *stepwise (backward)* entre a abundância das espécies migradoras de longa distância e variáveis ambientais demonstrou que a condutividade elétrica positivamente ($r^2 = 0,45$; Beta= 0,43 $P=0,0011$) e a temperatura da água negativamente ($r^2 = 0,45$; Beta= -0,45 $P=0,0015$) estiveram correlacionadas com a abundância destas espécies.

TABELA 7 Médias das variáveis ambientais obtidas nos tributários estudados durante o período de 2011 a 2018

Variáveis		Aguapeí	Verde	Pardo
Precipitação	($m^3 s^{-1}$)	2,59	3,97	3,32
Nível da Água	(m)	0,67	2,22	4,48
Turbidez	(NTU)	66	20	36
Temperatura	(°C)	27	28	26
OD	($mg L^{-1}$)	4,81	6,11	5,92
Condutividade	($\mu S cm^{-1}$)	109	45	36

3.5 Caracterização da paisagem e a relação com a abundância de peixes

O coeficiente *Kappa* utilizado para verificar a precisão da categorização apresentou valores de acurácia acima de 84 % em todos os tributários (Tabela 8).

TABELA 8 Valores dos coeficientes de *Kappa* obtido para cada rio nas classificações realizadas no período de seca (S) e chuva (C) durante os anos de 2012 a 2017.

Ano	Aguapeí		Verde		Pardo	
	S	C	S	C	S	C
2012	97,9	99,9	97,9	99,9	97,9	99,9
2013	99,9	99,1	99,9	99,1	99,9	99,1
2014	99,1	91,1	99,1	91,1	99,1	91,1
2015	100	97,9	100	97,9	100	97,9
2016	98,6	84,8	98,6	84,8	98,6	84,8
2017	93,5	99,2	93,5	99,2	93,5	99,2

Em um *buffer* de 50 km durante o período amostrado (2012-2016) o rio Aguapeí apresentou maiores áreas agrícola/pastagem (70%), seguidas das de vegetação (15%) e inundações (14%) (Figura 5 e 6). Observa-se que as modificações que ocorreram ao longo dos anos e períodos foram muito pequenas, sendo as maiores variações observadas para as inundações no período de chuva de 2016. Em relação as áreas inundáveis observamos que, foi maior no período de seca de 2012, 2015 e 2017 em relação ao período de cheia (Figura 5 e 6).

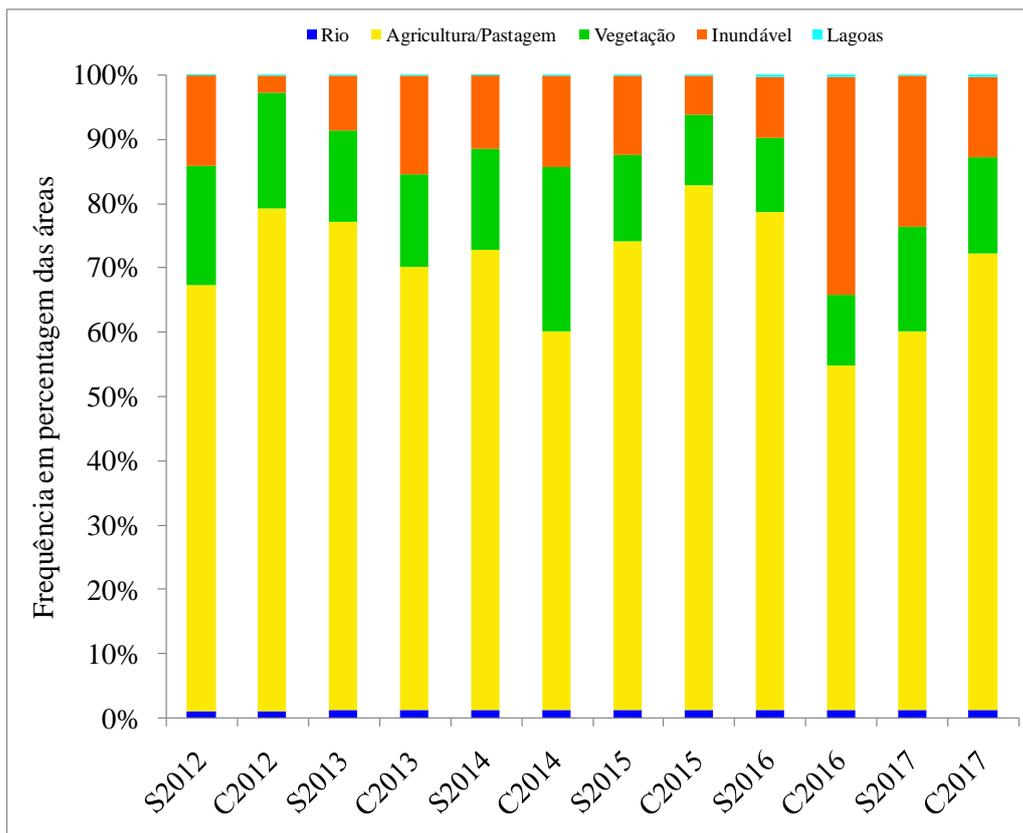


Figura 5 Frequência em percentagem das áreas (área inundável, áreas de lagoas, áreas de vegetação, área do rio, e áreas agrícola/pastagem) amostradas no rio Aguapé durante os períodos de seca (S) e chuva (C) de 2012 a 2017.

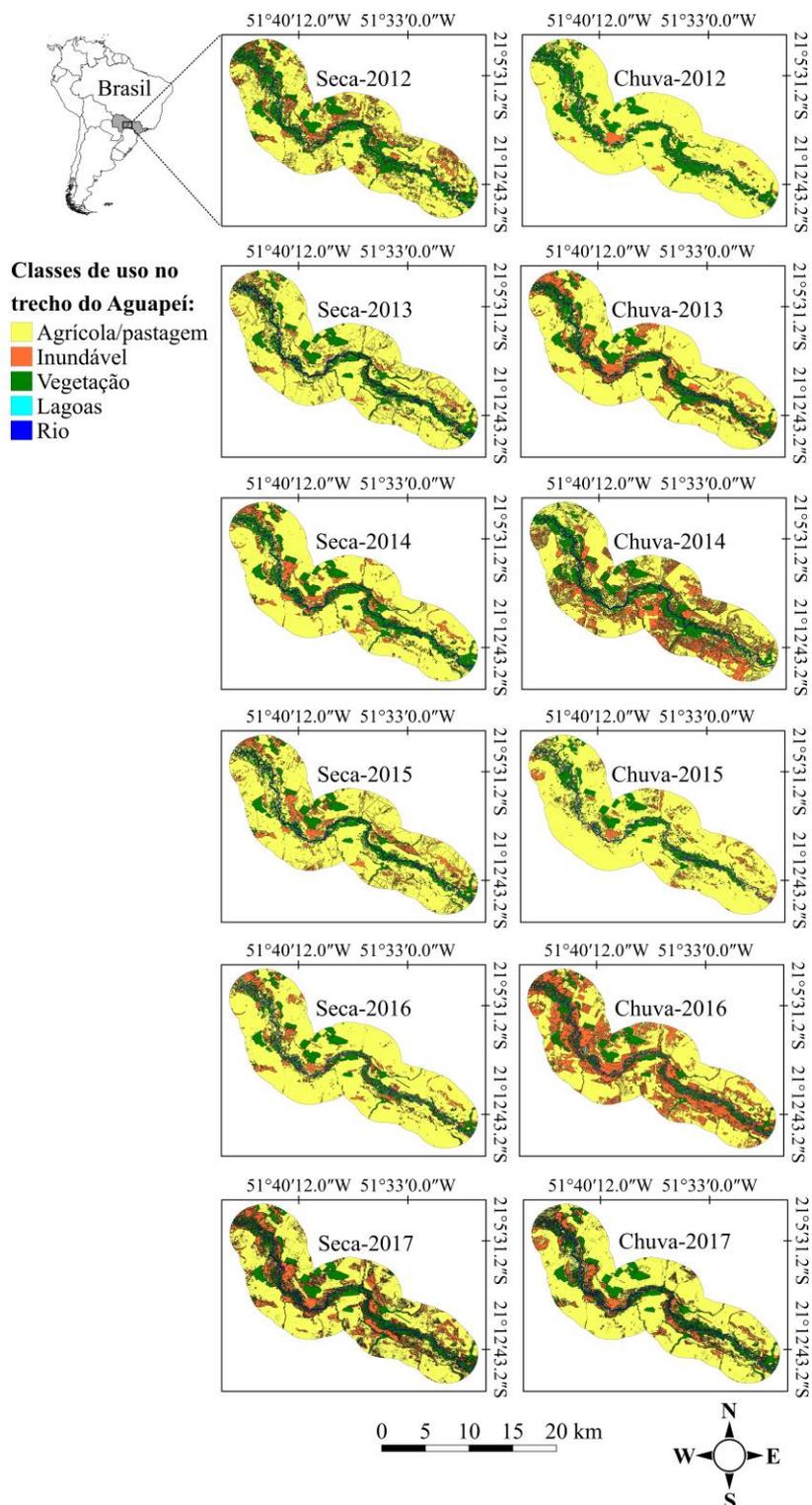


Figura 6 Classificação do uso do solo no rio Aguapeí no período de seca e chuva durante os anos de 2012 a 2017

O rio Verde apresentou maior área agrícola/pastagem (67%) seguida de áreas de inundação (18%) e vegetação (14%). As áreas de rio corresponderam a 1% e de lagoas a menos que 1% (Figura 7 e 8). Para o rio Verde as maiores variações também ocorreram para as áreas de inundação que apresentaram maior área no período de cheia de 2014 (Figura 7 e 8). As áreas de inundação nos anos de 2012, 2016 e 2017 foram maiores no período de seca (Figura 7 e 8).

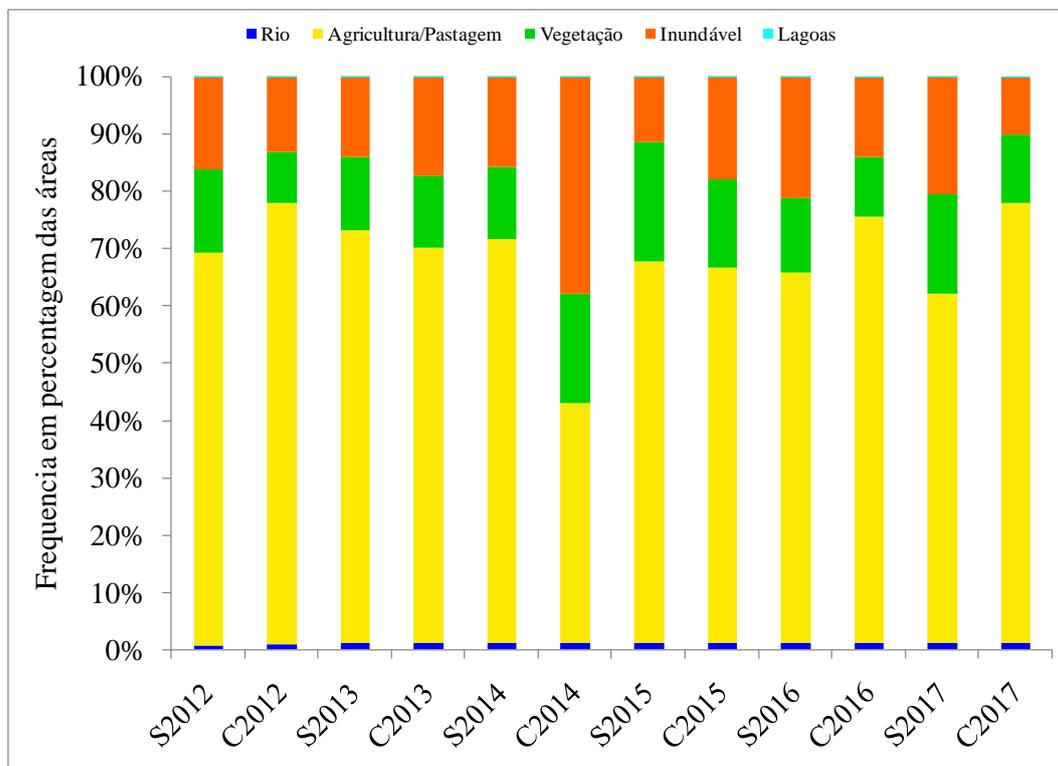


Figura 7 Frequência em percentagem das áreas das classes (área inundável, áreas de lagoas, áreas de vegetação, área do rio, e áreas agrícola/pastagem) amostradas no rio Verde durante os períodos de seca (S) e chuva (C) durante os anos de 2012 a 2017.

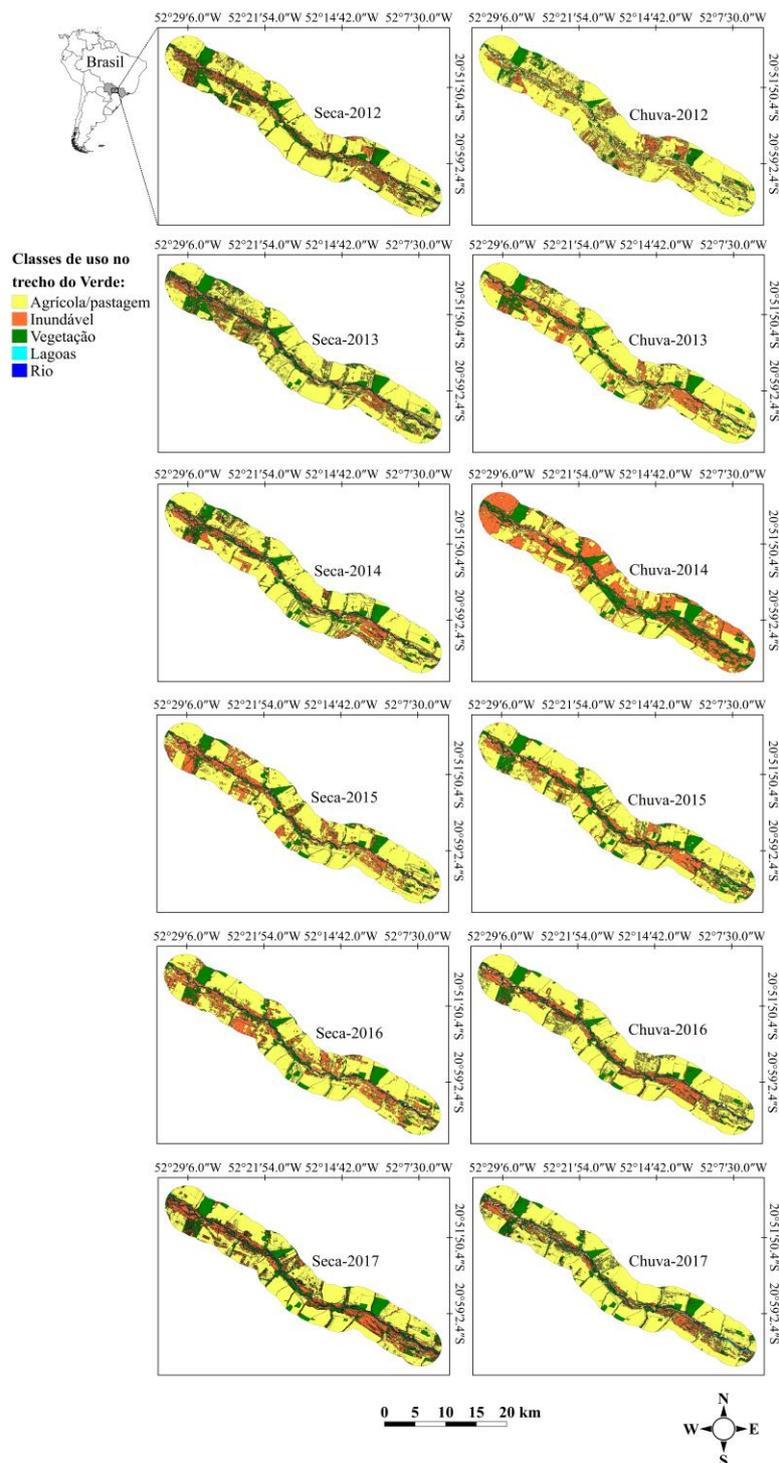


Figura 8 Classificação do uso do solo no rio Verde no período de seca e chuva durante os anos de 2012 a 2017

No rio Pardo as áreas de lagoas foram as menores e corresponderam a menos de 1% seguidas das do rio (1%). As maiores áreas foram obtidas para agrícola/pastagem (61%) seguidas das áreas de vegetação (20%) e inundável (18%) (Figura 9 e 10). Com excessão dos anos de 2015 e 2016 as áreas inundáveis foram maiores no período de seca (Figura 9 e 10).

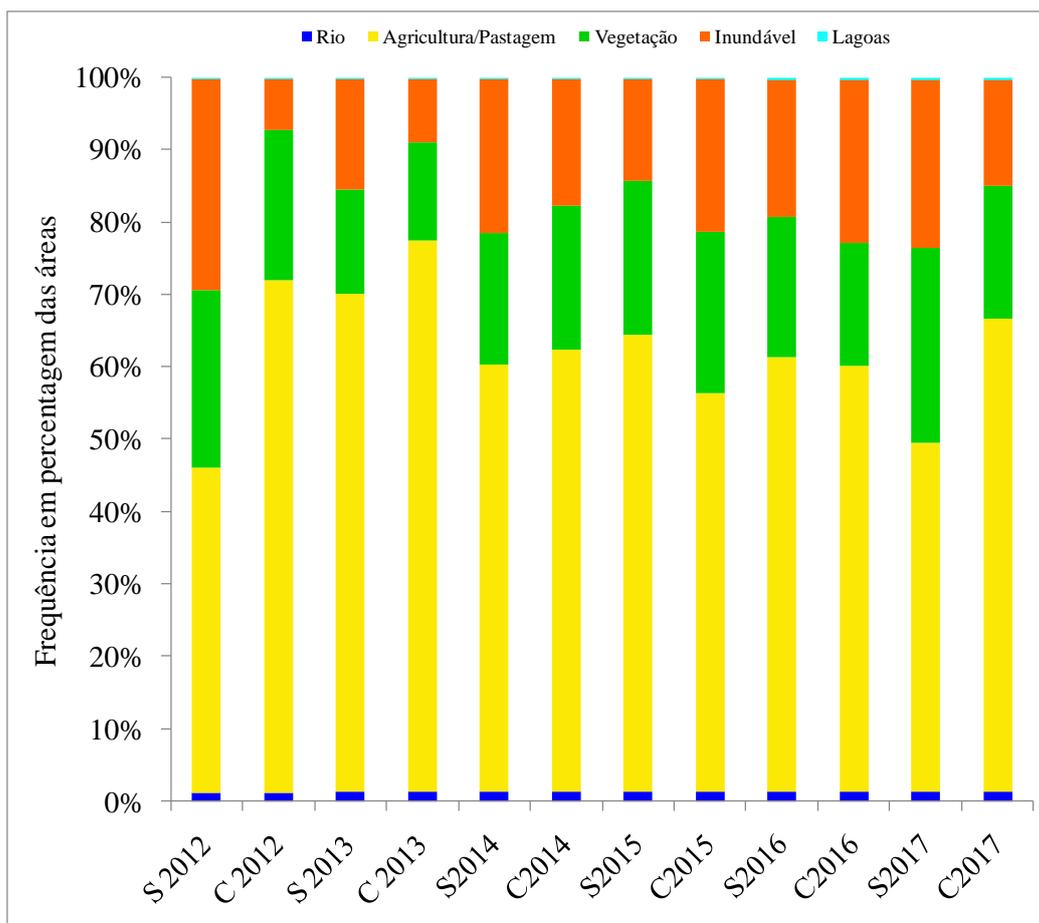


Figura 9 Frequência em percentagem das áreas das classes (área inundável, áreas de lagoas, áreas de vegetação, área do rio, e áreas agrícola/pastagem) amostradas no rio Pardo durante os períodos de seca (S) e cheia (C) durante os anos de 2012 a 2017.

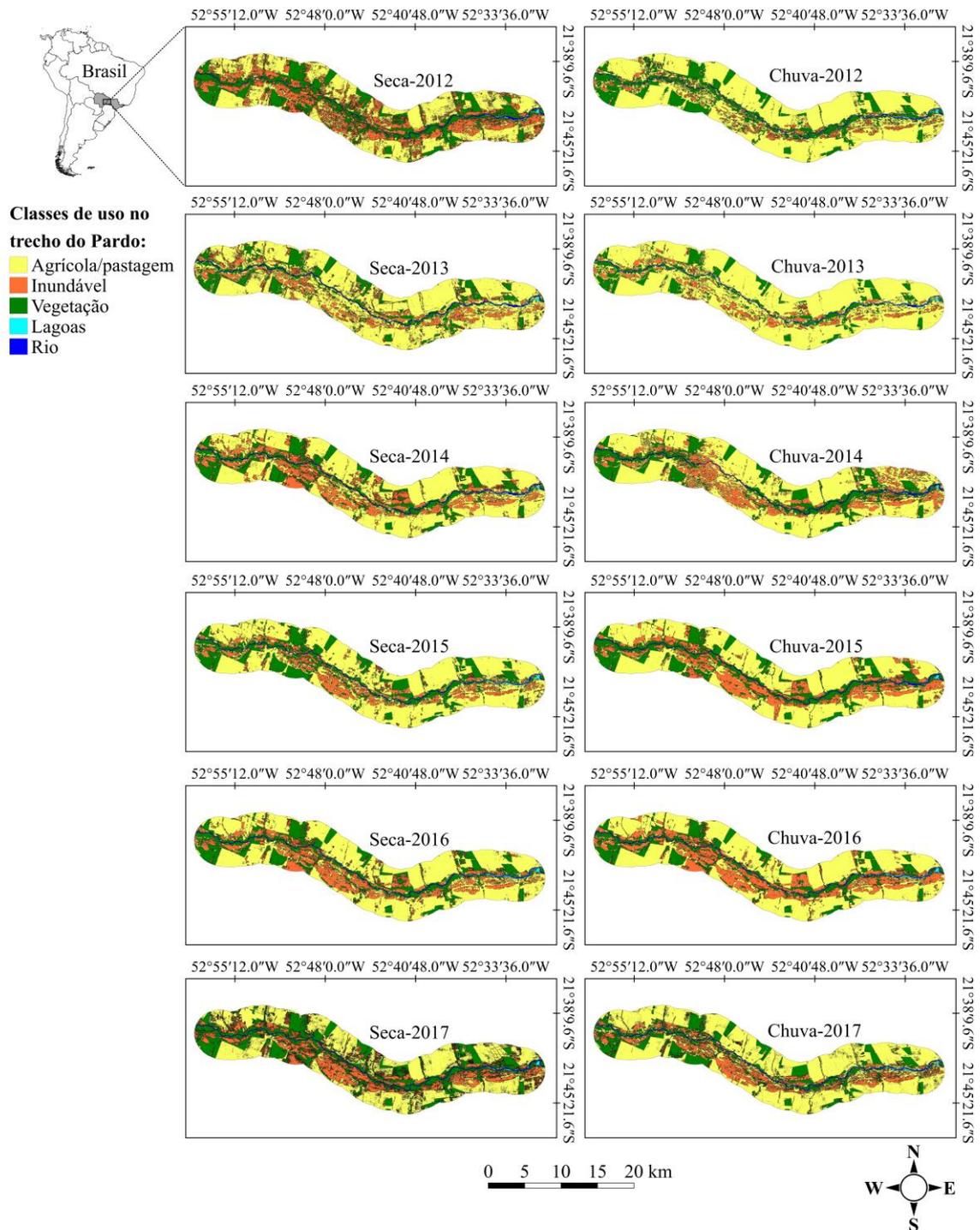


Figura 10 Classificação do uso do solo no rio Pardo no período de seca e cheia durante os anos de 2012 a 2017

As áreas avaliadas foram significativamente diferentes (PERMANOVA) em relação aos tributários, demonstrando que cada tributário apresenta características distintas de paisagem. A área inundável diferiu (PERMANOVA; Pseudo F=7,46 e P (perm)=0,002) entre os tributários (Pairwise test p=0,004). O rio Aguapeí apresentou menor área inundável (Pairwise test p=0,008 45229,585hm²) e o rio Verde (Pairwise test p=0,004; 79949,20044) a maior (Figura 11a). As áreas de lagoas diferiram entre os tributários (PERMANOVA; Pseudo F=29,24 e P (perm)=0,01), sendo que o rio Pardo apresentou área de lagoa maior (991,73 hm²) que os rios Verde (Pairwise test p=0,01) e Aguapeí (Pairwise test p=0,01), em contra partida o rio Aguapeí apresentou área de lagoa maior (663,86 hm²) que o rio Verde (Pairwise test p=0,01; 221,19 hm²) (Figura 11b). A PERMANOVA evidenciou diferenças significativas entre os tributários para área de vegetação (PERMANOVA; Pseudo F= 16, 292: P (perm) =0,01). A área de vegetação do rio Aguapeí (51000,67 hm²) foi menor que a do rio Pardo (Pairwise test p=0,01; 86125,04 hm²) e Verde (Pairwise test p=0,01; 64784,01 hm²) (Figura 11c). A área de agrícola/pastagem foi maior (308065,76 hm²) no rio Verde; (Pairwise test p=0,02), seguido do Pardo (Pairwise test p=0,012; 266420,10 hm²) e Aguapeí (Pairwise test p=0,04; 230546,68) (Figura 11d). As áreas de rio também diferiram entre os locais (PERMANOVA; Pseudo F=61,30 e P (perm)=0,01), sendo a maior área de rio (5997,37 hm²) verificada no rio Pardo (Pairwise test p=0,001) e menor no rio Aguapeí (Pairwise test p=0,001; 4138,08 hm²) (Figura 11e).

As áreas inundáveis de lagoas, rio, vegetação e agrícola/pastagem diferiram somente entre os tributários (Figura 11a, b, c, d, e), sugerindo ausência de grandes modificações ao longo dos anos e períodos de seca e cheia (PERMANOVA; P (perm)p > 0,05).

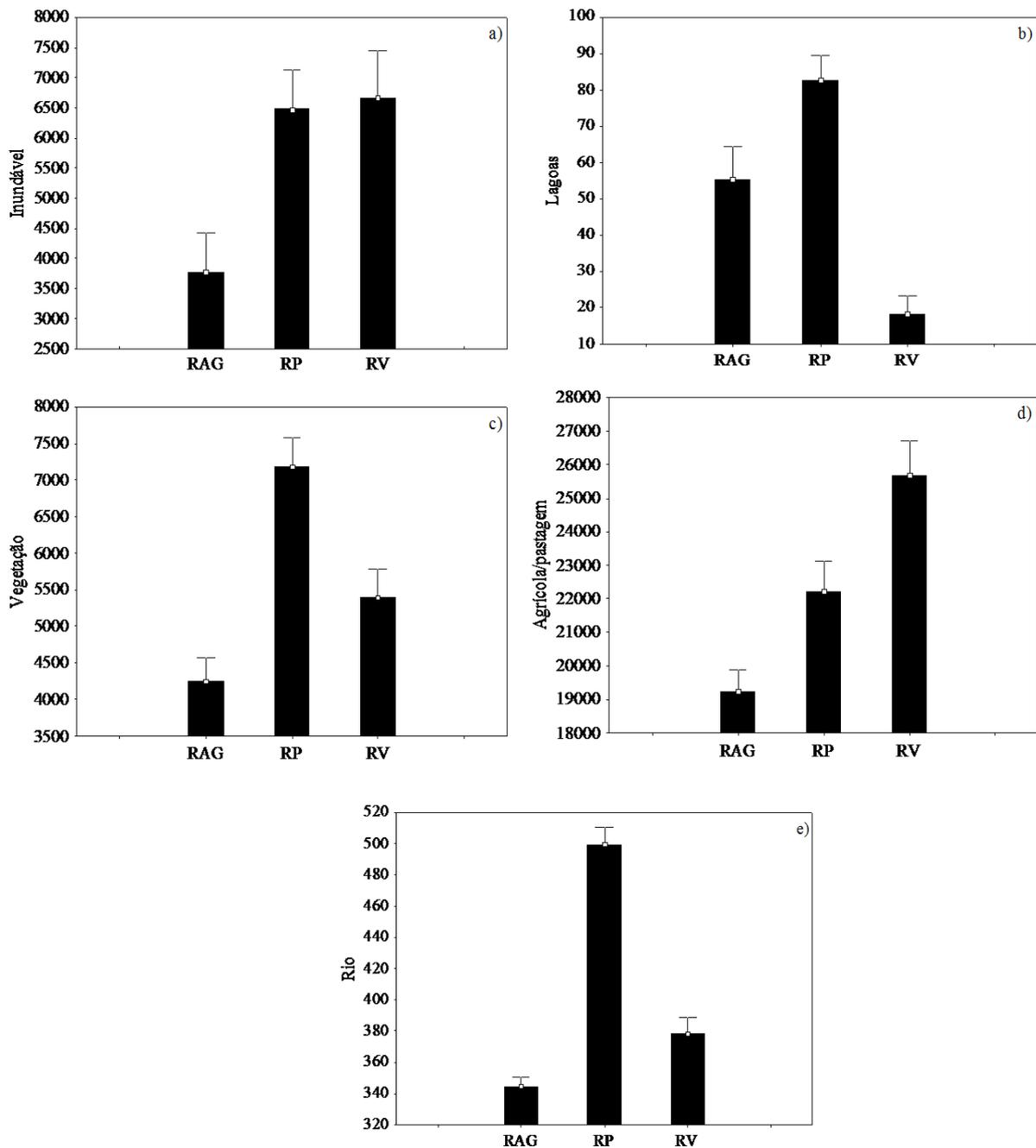


Figura 11 Valores médios e erro padrão das áreas (hm²) obtidas em um buffer de 50 km nos rios Aguapeí (RAG), Pardo (RP) e Verde (RV): (a) inundáveis, (b) lagoas, (c) vegetação, (d) agrícola/pastagem e (e) rio.

As áreas obtidas (inundáveis, lagoas, vegetação, rio e agrícola/pastagem) para cada um dos tributários separadamente resultou em ausência de modificações significativas ao longo dos anos (PERMANOVA; $P(\text{perm}) > 0,05$) e períodos.

Em relação a correlação de *Spearman* aplicada para verificar possíveis relações entre as áreas (inundáveis, lagoas, vegetação, rio e agrícola/pastagem) e a abundância de peixes, verificamos que apenas para o rio Aguapeí houve correlação ($p < 0,05$). O valor de correlação encontrado para abundância de peixes, áreas de inundações e lagoas demonstrou uma correlação fraca tanto para as áreas de inundáveis quanto para as áreas de lagoa. Para este rio foi verificada uma correlação positiva entre a abundância de peixes e as áreas de inundação ($r_s = 0,03$) e uma correlação positiva com as áreas de lagoas ($r_s = 0,29$).

4. DISCUSSÃO

4.2 Composição e estrutura da assembleia de peixes

Em nosso estudo verificamos a importância dos tributários de Porto Primavera para uma ampla diversidade de espécies de peixes, haja vista que peixes pertencentes a 6 ordens do total de 11 e 22 famílias do total de 38 (Langeni et al., 2007) registradas para o alto rio Paraná foram amostrados. Além disso, 15 espécies das 19 migradoras de longa distância registradas para o alto rio Paraná (Suzuki et al., 2004) foram coletadas ao longo dos anos, em todos os tributários. Isto demonstra que estes tributários apresentam áreas de desovas para espécies de peixes de diferentes estratégias reprodutivas (Da Silva et al., 2015; 2019) e também áreas de desenvolvimento e crescimento (lagoas marginais e áreas de várzea) apropriadas, tendo em vista que a maioria das famílias (80%) de peixes capturadas foram identificadas na forma larval (Da Silva et al., 2019). A desova de outras espécies como *Piaractus mesopotamicus*, *Hoplias mbigua*, *Amaralia* sp., *Corydoras aeneus*, *Phenacorhamdia tenebrosa* e *Pseudopimelodus mangurus* relatada por Chavaretto (2019), o qual empregou a técnica de DNA barcoding, amplia a esta diversidade de espécies de peixes que utilizam estes ambientes.

Em nosso estudo, a composição da assembleia foi marcada por elevadas abundâncias de determinadas espécies que ocorreram em todos os anos como, por exemplo, *P. galeatus*, *T. paraguayensis*, *L. platymetopon*, *S. marginatus*, *A. lacustris*, *S. borellii* e *H. orthonops*. Com exceção de *S. borellii*, as demais espécies citadas ocorreram em maior abundância nas lagoas. Estas espécies sofrem menor influência das modificações que podem ocorrer no ambiente ao longo dos anos, o que permite a presença destas espécies mesmo em condições menos favoráveis do ambiente. *Parauchenipterus galeatus* ocorre principalmente em áreas alagadas, lagoas e vegetação aquática flutuante, e é capaz de tolerar ambientes com níveis reduzidos de oxigênio (Froese & Pauly, 2011). O mesmo pode-se dizer de *L. platymetopon* que permanece nas lagoas mesmo nos períodos de depleção do oxigênio e altas temperaturas da água (Agostinho & Júlio Jr. 1999). A espécie de origem alóctone *H. orthonops* passou a ocorrer na área de estudo após 2011 e rapidamente teve sua abundância aumentada principalmente no rio Verde, sendo uma das espécies mais abundantes neste rio.

Hemiodus orthonops é uma espécie dos rios Paraguai e médio Paraná e passou a se proliferar no alto rio Paraná após o funcionamento do Canal da Piracema. A invasão bem-sucedida de *H. orthonops* no rio Paraná parece estar relacionada a semelhanças na química da água e tipos de habitat e a alta capacidade de dispersão da espécie (Agostinho et al., 2015). Outra espécie de origem alóctone com ocorrência exclusiva no rio Verde é *Cichla kelberi*, esta espécie apresenta alto grau de impacto ambiental tendo em vista que podem levar a redução na densidade de peixes nativos e na riqueza das espécies de peixes associados às macrófitas aquáticas (Pelicice & Agostinho, 2009).

A ausência de diferenças significativas para a riqueza dos tributários decorre do número de espécie ser semelhante nos rios Aguapeí (33), Verde (35) e Pardo (35) ao longo dos anos, o que demonstra que estes tributários de reservatório reúnem uma ampla diversidade de habitats, o que faz com que haja peixes de diferentes estratégias reprodutivas nos três tributários amostrados. A riqueza encontrada nos tributários de Porto Primavera é maior do que foi para os rios Baía (25) e Ivinheima (32) (Fernandes, Agostinho, Ferreira, Pavanelli, Suzuki, Lima & Gomes 2009). Para os rios Baía e Paraná, maiores valores de riqueza e abundância de espécies foram associados com anos de inundações mais prolongadas e com maior conectividade (Fernandes Agostinho, Ferreira, Pavanelli, Suzuki, Lima & Gomes, 2009). Variações na riqueza de espécies nos tributários do rio Mekong foram atreladas as inundações (Phomikong, Fukushima, Sricharoendham, Nohara & Jutagate, 2015), bem como constatado no rio Ocklawahana na Flórida (Rogers, Allen & Jones, 2005). Entretanto, em nosso estudo de maneira geral o nível ou vazão não exerceram correlação com as capturas de peixes, o que pode ter contribuído para ausência de diferenças significativas na riqueza ao longo dos anos, provavelmente porque as variações que ocorreram no nível da água ao longo dos anos não foram suficientes para promover tal modificação. O nível de 350 cm tem sido utilizado para definir o período de cheia na planície de inundação do alto rio Paraná (Suzuki et al., 2009), no entanto, o recrutamento é melhor quando o nível da água excede a 450 cm (variação de 1m) por mais de 50 dias pois nestas condições um grande número de ovos e larvas ou juvenis conseguem atingir a área alagável (Suzuki et al., 2009). Em nosso estudo a variação do nível ao longo dos anos foi baixa em média 20 cm em cada um dos tributários. Tal fato também pode ter contribuído para ausência de modificações na composição das espécies ao longo dos anos. Fortes chuvas anormais em novembro e dezembro de 2001 explicaram a variação interanual observada na assembleia de peixes em estudos realizados no rio Cinaruco na Venezuela (Hoeinghaus, Layman, Arrington & Winemiller, 2003).

As diferenças significativas verificadas para a equitabilidade com menores valores no rio Pardo demonstram que neste rio existe maior uniformidade na abundância das espécies coletadas, ou seja, a dominância de espécie é menor. Já os maiores valores de equitabilidade para o rio Verde demonstra pouca uniformidade na abundância das espécies e reflete a dominância de algumas como *Hoplias* spp., *S. borelli*, *H. orthonops*, *A. lacustris*, *S. marginatus* e *P. galeatus*, que normalmente preponderaram nas amostras ao longo dos meses e anos.

4.3 Estratégias reprodutivas

Os tributários do Reservatório de Porto Primavera são habitats essenciais para as espécies de peixes de várias estratégias reprodutivas, com destaque para aquelas com estratégia I (espécies que apresentam desenvolvimento indireto, os peixes são de pequeno a médio porte quando adultos, têm um curto período de desova, nenhum cuidado parental e apresentam migrações locais / curtas) Maiores abundâncias de espécies com esse tipo de estratégia é mencionado em estudos realizados na planície do rio Paraná (Suzuki, Pelicie, Luiz, Latini & Agostinho, 2004). Isto ocorre devido à alta proliferação destas espécies, haja vista que se reproduzem várias vezes ao ano. Tais espécies são tidas como oportunistas e também prevaleceram no Rio da Paz e afluentes do sul da Baía de Hudson (Mims, Olden, Shattuck & Poff, 2010). As espécies oportunistas apresentam épocas de reprodução prolongada que aumentam a probabilidade de pelo menos alguns de seus descendentes encontrarem condições favoráveis para o recrutamento, mesmo em condições extremas de temperatura e fluxo (Humphries, Serafini & King, 2002).

A estratégia II inclui apenas espécies com cuidado parental. Este grupo de espécies esteve presente em todos os tributários durante todos os anos e meses de amostragem. Eles incluem as traíras (*Hoplias malabaricus*), piranhas (*Serrasalmus marginatus* e *S. maculatus*) e cascudo - chinelo (*Loricariichthys platymetopon*) dentro outras espécies. Espécies com este tipo de estratégia foram coletadas principalmente nas lagoas independente da época ou condições do ambiente estiveram presentes nas amostras. A maior abundância destas espécies nas lagoas está relacionada ao fato de algumas destas espécies construírem ninhos em águas mais calmas, enquanto que altos fluxos encontrados no canal do rio podem reduzir o recrutamento dessas espécies (Winemiller, 1996; Bonvechio & Allen, 2005).

A terceira estratégia mais abundante englobou espécies de médio ou grande porte, a estratégia III, com migrações de longa distância e reprodução fortemente sazonal, como *H. platyrhynchos*, *P. corruscans*, *P. pirinampus*, *S. brasiliensis* entre outros. A ocorrência de espécies migradoras de longa distância é relatada nestes tributários em todas as fases do ciclo de vida: ovos (*P. lineatus*, *M. obtusidens*, *R. vulpinus*) por Chavaretto (2019) e larvas por Da Silva et al. (2015; 2019) e Chavaretto, (2019). Ao longo dos anos várias espécies migradoras de longa distância ocorreram na forma jovem, como *P. lineatus*, *P. corruscans*, *M. obtusidens*, *M. piavussu*, *P. maculatus* e *S. brasiliensis*. Deste modo, sugerimos que as espécies migradoras de longa distância completam seu ciclo de vida nestes tributários, que dispõem de habitats adequados a reprodução, alimentação e ao crescimento.

Espécies migradoras de longa distância listadas como ameaçadas de extinção ocorreram ao longo dos anos amostrados. Atenção especial deve ser dada aos tributários tendo em vista que espécies incluídas na categoria de espécies ameaçadas da IUCN (Brasil, 2014; São Paulo, 2014) como *B. orbignyanus* e *H. platyrhynchos* ocorreram. A espécie *B. orbignyanus* ocorreu raramente (somente no rio Verde em 2013). *Hemisorubim platyrhynchos* ocorreu em todos os tributários com maiores abundâncias no rio Pardo. Espécies quase ameaçadas incluíram *S. brasiliensis* e *P. corruscans* (São

Paulo, 2014). *Salminus brasiliensis* e *P. corruscans* ocorreram em todos os tributários (Verde, Aguapeí, Pardo), porém *S. brasiliensis* em baixas densidades e com menor frequência de captura. Já *P. corruscans* apresentou maior abundância entre os migradores de longa distância e ocorreu frequentemente nas amostragens. A ocorrência de espécies listadas como ameaçadas de extinção e quase ameaçada mostra a importância dos tributários para conservação da biodiversidade. As raras aparições de *B. orbignyianus* ao longo destes 8 anos de estudo sugerem que o estoque desta espécie na região está diminuindo. A perda de vegetação ribeirinha, construção de barragem, poluição e introdução de peixe (Agostinho, Zaniboni Filho & Lima 2008) tem sido considerada como os principais fatores que contribuem para a redução da população de *B. orbignyianus*. Embora esta espécie tenha sofrido uma redução em suas populações a variabilidade genética é grande para o Alto Paraná, Porto Camargo, rio Verde, rio Ivinhema, e Ilha Grande (Ashikaga, Orsi, Oliveira, Senhorini & Foresti, 2015). Desta maneira o rio Verde deve ser preservado visando garantir a manutenção desta espécie.

A pesca tem contribuído para a redução de algumas espécies de grande porte como *S. brasiliensis*, *P. lineatus*, *M. piavussu* e *P. corruscans* (Weingartner et al., 2008) além disso a perda da qualidade do local de desova, por ações antrópicas como construções de Usinas Hidrelétricas também contribuem para a redução dos estoques destas espécies (Reynalte-Tataje, Hermes-Silva, Silva, Bialezki, & Zaniboni-Filho, 2008). Nesse sentido a construção de novas Usinas Hidrelétricas ou Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), como é o caso da PHC prevista para ser construída no rio Verde (Verde 4A, ANEEL, 2019) levará a redução das populações de peixes, sobretudo das espécies migradoras de longas distâncias.

4.4 Influência das Variáveis ambientais na abundância de peixes

Em nosso estudo verificamos que as abundâncias de peixes foram influenciadas pela temperatura da água e pelo oxigênio dissolvido, sendo que tal fato ocorreu devido aos menores níveis de oxigênio dissolvido verificado para o rio Aguapeí. Níveis de oxigênio mais baixos, turbidez e condutividade elétrica elevada são características que fazem com que algumas espécies como *Pseudoplatystoma corruscans*, *Pterodoras granulosus*, *Sorubim lima* e *Prochilodus lineatus* prefiram o rio Aguapeí (Da Silva et al. 2015). Além destas espécies, nota-se elevadas abundâncias daquelas que são tolerantes a baixos níveis de oxigênio como *Hoplosternum littorale*, *Pterygoplichthys ambrosetii*, *P. galeatus* e *L. platymetopon* (Hostache & Mol, 1998; Da Cruz Pedretti & Fernandes 2009; Froese & Pauly, 2011; Agostinho & Júlio Jr. 1999) abundantes naqueles meses em que os níveis de oxigênio foram os menores.

A similaridade entre o rio Verde e rio Pardo quanto a composição de espécies pode estar associada às características ambientais semelhantes, como níveis de oxigênio, turbidez e áreas de inundação. Por outro lado, o rio Aguapeí possui características distintas como turbidez e condutividade elétrica elevada e baixos níveis de oxigênio, que faz com que um grupo de espécies prefira este tributário. Além disso, outras características também podem fazer com que haja diferenciação na composição das espécies entre estes dois agrupamentos. Fatores locais como largura, profundidade, área, vazão anual, velocidade da água podem causar aumentos na densidade e na riqueza de

espécies em certos locais (Matthews, 1998; Reynalte-Tataje, Hermes-Silva, Silva, Bialezki, & Zaniboni-Filho, 2008; Hoeinghaus, Layman, Arrington & Winemiller, 2003; Leal, Junqueira & Pompeu, 2011) refletindo a preferência das espécies por um determinado rio que seja ótimo para as suas necessidades.

A correlação positiva entre a condutividade elétrica e abundância das espécies migradoras de longa distância está relacionada aos maiores valores de condutividade elétrica verificadas para o rio Aguapeí. A condutividade elétrica é tida como um dos gatilhos sincronizadores, que sinalizam a ocorrência de condições favoráveis à desova (Vazzoler, 1996). Sendo assim sugere-se que a alta condutividade do rio Aguapeí favorece a desova de algumas espécies migradoras de longa distância haja vista que larvas de *P. corruscans*/*H. platyrhunchos*, *P. blineatus* e *S. lima* ocorrem em altas densidades neste tributário (Da Silva, et al., 2015). Estudos realizados no rio Ganga na Índia demonstraram que algumas espécies estavam associadas a valores elevados de condutividade elétrica sendo fator importante para a persistência de determinadas espécies em determinada localização (Dubey, Sarkar, Pandey, Sani & Lakra, 2012). Na bacia do rio Seti Gandaki no Nepal (Porakel, Basnet, Majupuria & Baniya, 2018) esta variável também influenciou a assembleia de peixes.

Já a correlação negativa na abundância das espécies migradoras de longa distância com a temperatura da água é decorrente das menores densidades destas espécies verificadas no rio Verde tributário, que apresentou temperaturas mais elevadas. Temperaturas mais elevadas parecem estar relacionadas a características de reprodução e desenvolvimento de *M. obtusidens*, *M. piavussu*, *S. brasiliens*, *S. hilarii* e *B. orbignyanus* no rio Verde, tendo em vista que maiores densidades de Anostomidae, *S. brasiliensis* e *B. orbignyanus* foram verificadas no rio Verde (Da Silva et al., 2019). As espécies apresentam seu ótimo de temperatura e a desova é estruturada para assegurar que os ovos sejam liberados em um habitat apropriado, em que a temperatura será adequada para o desenvolvimento (Werner, 2002). A abundância das demais espécies (*R. vulpinus*, *P. maculatus*, *P. ornatus*, *R. aspera* e *P. pirinampu*) parecem não estar associadas a estas duas variáveis ambientais.

4.5 Caracterização da paisagem e a relação com a abundância de peixes

As áreas (inundáveis, lagoas, vegetação, rio, e agrícola/pastagem) variaram entre os tributários, mostrando características diferentes entre os mesmos. Tal fato refletiu na caracterização das espécies de peixes, considerando-se que no rio Aguapeí foi verificada composição das espécies diferente em relação ao rio Verde e Pardo. Também foram verificadas neste rio maiores abundâncias de peixes e especialmente de espécies migradoras de longa distância, provavelmente as menores áreas agrícolas/pastagem contribuíram para isto. As modificações no uso do solo (áreas agrícolas/pastagem) resultam na degradação dos ecossistemas aquáticos (Lohse, Newburn, Opperman & Merenlender, 2008), pois aumentam o escoamento de lodo, fertilizantes e pesticidas, além da remoção de grandes volumes de água para irrigação reduzindo a disponibilidade de habitat (Di Prinzio, Casaux & Miserendino, 2009). As características gerais que são observadas pela ocupação e uso do solo na assembléia de peixes incluem

redução da diversidade e abundância e aumento na dominância as espécies tolerantes às condições inadequadas (Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord & Fernandes, 2012).

Assim, as menores abundâncias de peixes no rio Verde podem ser consequência das menores áreas de lagoas e maiores áreas de agrícola/pastagens que contribuem para a redução das espécies. Peixes de água doce sofrem graves ameaças dos impactos agrícolas, pois levam a destruição de habitat, em graus variados (Ishiyama, Sueyoshi, Watanabe & Nakamura, 2015). Locais com baixa abundância de peixes é provavelmente resultado de grandes áreas de agricultura, atividades de pastagem dentre outros fatores (Nsor & Obodai, 2016). Outro aspecto que contribui para a degradação de habitat de peixes é a remoção de áreas de vegetação ripária (Godinho, 2008). Áreas de vegetação alteradas empobrecem os habitats dos rios e diminuem a diversidade e complexidade de biota aquática (Pinto, Araujo & Hughes, 2006), além de contribuir para a variação na composição da assembleia de peixes (Matthews & Matthews, 2000). Isto porque a remoção da vegetação ripária leva a alterações na estrutura das assembleias de peixes em decorrência de: (1) decréscimos em espécies de peixes que não protegem ovos escondidos ou que são dependentes de águas rasas e rápidas que fluem sobre substratos relativamente livres de sedimentos; ou (2) aumentos nos peixes que guardam seus filhotes em ninhos de seixos ou fossos ou que vivem em águas mais lentas e profundas (Helfman & Bolstad, 2001).

Correlações entre a abundância de peixes e a classificação das áreas foram verificadas somente para o rio Aguapeí, especialmente com as áreas de inundações e lagoas demonstrando que a abundância de peixes foi maior (2016) no rio Aguapeí quando as áreas de inundação e de lagoas foram maiores. As inundações propiciam melhores condições para o período reprodutivo das espécies, pois fornecem alimento adequado e maior disponibilidade de habitat (Junk, Bayley & Sparks, 1989). Mesmo para aquelas espécies que não dependem das inundações para se reproduzir, a sobrevivência e o recrutamento subsequente de seus descendentes são maiores durante as condições de inundação (King, Tonkin & Mahoney, 2009), o que justifica as maiores densidades de peixes no rio Aguapeí quando houve maiores áreas de inundação. As lagoas do rio Aguapeí apresentam grande quantidade de macrófitas aquáticas, o que pode estar propiciando condições favoráveis ao desenvolvimento das espécies, em função de oferecerem alimento abundante e também uma grande disponibilidade de abrigos (Delariva, Agostinho, Nakatani & Baumgartner, 1994), as lagoas marginais são verdadeiros berçários naturais, suprindo as necessidades biológicas e ecológicas das populações, como por exemplo, reprodução, alimentação e crescimento (Cunico, Graça, Veríssimo & Bini, 2002).

5. CONCLUSÃO

Os tributários de Porto Primavera constituem local importante para o ciclo de vida de espécies com diferentes estratégias reprodutivas, incluindo espécies migradoras de longa distância de importância comercial e aquelas ameaçadas de extinção. Nosso estudo demonstrou que a característica da paisagem (áreas inundáveis, lagoas,

vegetação, rio, e agrícola/pastagem) difere entre os tributários, assim como, as variáveis ambientais. Essa diferença faz com que a composição das espécies de peixes entre os tributários seja diferente, especialmente do rio Aguapeí. As menores áreas agrícolas/pastagem e maiores disponibilidades de habitat proporcionam maiores abundâncias de peixes neste tributário, especialmente de espécies migradoras de longa distância. A ausência de variações na abundância e composição das espécies ao longo dos anos é decorrente da ausência de modificações relevantes no nível da água ao longo dos anos 8 anos de estudo. Os tributários do reservatório de Porto Primavera (Aguapeí, Verde e Pardo), apresentam papel relevante para as espécies de peixes haja vista que funcionam não somente como áreas de desova, mas também como áreas de desenvolvimento e crescimento, apresentando áreas de várzea e lagoas marginais com condições ideais para as espécies completarem seu ciclo de vida. Assim, atenção especial deve ser dada a estes tributários que abrigam uma ampla diversidade de espécies de peixes, incluindo espécies ameaçadas de extinção como seu habitat. Há necessidade de usar práticas de conservação apropriadas, como a preservação dos rios Aguapeí, Verde e Pardo, sobretudo para o rio Verde que apresentou raras aparições de *Salminus hilarii* e *Brycon orbignyanus*. Assim deve-se evitar a pesca predatória, a construção de usinas hidrelétricas ou Pequenas Centrais Hidrelétricas, introdução de espécies exóticas, além do desmatamento e uso do solo (áreas agrícola/pastagem), visando garantir a manutenção dos estoques destas espécies.

6. REFERÊNCIAS

- Affonso, I. P. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., Message, H. J., & García-Berthou, E. (2016). Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26, 71-81. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9402-1>.
- Ashikaga, F. Y., Orsi, M. L., Oliveira, C., Senhorini, J. A., & Foresti, F. (2015). The endangered species *Brycon orbignyanus*: genetic analysis and definition of priority areas for conservation. *Environmental Biology of Fishes*, 98, 1845-1855. DOI: 10.1007/s10641-015-0402-8
- Agostinho, A. A., & Júlio Jr, H. F. (1999). Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. In: Lowe-McConnel, R. H. *Estudos de comunidades de peixes tropicais* (pp.374-399). São Paulo, BR: Editora EDUSP.
- Agostinho, A. A., Suzuki, H. I., Fugui, 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(1), 415-430doi:10.1007/s10750-014-2030-2.
- Agostinho, A. A., Zaniboni Filho, E., & Lima F. C. T. (2008) *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850). In: Machado, A. B., Drummond, M. G. M., & Paglia, A.

- P.(Eds). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. (pp. 54–56). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brazil.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá, Editora Eduem.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Gomes, L. C., & Júlio Jr, H. F. (2007). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, *10*(2), 174-186.
- Agostinho, A. A., Gomes, L.C., Veríssimo, S., & Okada, E.K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Fish Biology and Fisheries*, *14*(1), 11-19.
- Bailly, D., Agostinho, A. A., & Suzuki, H. I. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabariver, upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications*, *24*(9), 1218-1229.
- Balcombe, S. R., Bunn, S. E., Arthington, A. H., Fawcett, J. H., Mckenzie-Smith, F. J., & Wright, A. (2007). Fish larvae, growth and biomass relationships in an Australian arid zone river: links between floodplains and waterholes. *Freshwater Biology*, *52*, 2385-2398. Doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01855.x.
- Balon, E.K. (1984). Reflections on some decisive events in the early life of fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, *113*, 178-185.
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialetzki, 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.
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialetzki, A., Sanches, P. V., & Makrakis, M. C. (2008). Fish larvae from the upper Paraná River: do abiotic factors affect larval density? *Neotropical Ichthyology*, *6*, 551-558. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252008000400002>
- Baumgartner, M. T., Oliveira, A. G., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2018). Fish functional diversity responses following flood pulses in the upper Paraná River floodplain. *Ecology freshwater fish*, *27*, 910–919. <https://doi.org/10.1111/eff.12402>
- Biehl, L., & Landgrebe, D. (2002). *MultiSpec: a tool for multispectral-hyperspectra image data analysis*. Computers & Geosciences
- Brasil (2014). Portaria do Ministério do Meio Ambiente (MMA) 445, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional

Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos”. Brasília: Diário Oficial da União, 245, 126-130.

- Brasileiro, F. G., Oliveira, C. M. M., Rodrigues, R. A., & Delgado, R. C. (2016). Classificação de imagem orbital pelo método máxima verossimilhança em Quixeramobim, Ceará, Brasil. *Revista Geográfica Acadêmica*, 10, 81–92. Doi: 10.18227/1678-7226rga.v10i1.3549
- Britski, H.A., Silimon, K. Z. S., & Lopes, B. S. (2007). *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. 2 ed. EMPRAPA, Brasília.
- Bonvechio, T. F., & Allen, MS. (2005). Relations between hydrological variables and year-class strength of sport fish in eight Florida water bodies. *Hydrobiologia*, 532, 193-207.
- Cavaretto, R. (2019). Utilização do DNA *Barcoding* como ferramenta no estudo do ictioplâncton e na avaliação do estabelecimento de espécies não nativas. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo.
- Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., & Baer, A. (2003). *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. World Fisheries Trust, British Columbia: Canada
- Celestino, L. F., Sanz-Ronda, F. J., Miranda, L. E, Makrakis, M. C., Dias, J. H. P., Makrakis, S. (2019). Bidirectional connectivity via fish ladders in a large Neotropical river. *River Research and Applications*, 1, 1-11. <https://doi.org/10.1002/rra.3404>.
- Cunico, A. M., E. A. Ferreira, A. A. Agostinho, A. C. Beaumord., & Fernandes, R. (2012). The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105, 336 – 344.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). *PRIMER v7: User Manual/Tutorial* (1st ed.). Plymouth, UK: PRIMER-E Ltd.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2 ed. Primer-E.
- Clarke, K. R., Anderson, M. J., & Gorley, R.N. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods*. Primer-E. 214p.
- Clarke, W. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis & interpretation*. Natural Environment Research Council, UK. 144.
- Cowan, J. H. & Shaw, R. F., (2002). Recruitment. In: Fuiman, L. A., & Werner, R. G. (Eds). *Fishery science: the unique contributions of early life stages*. (pp. 88-111). Blackwell Science Publishing, Oxford.

- Cunico, M. A., Graça, W. J., Veríssimo, S., & Bini, L. M. (2002). Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum*, 24, 383-389.
- Da Cruz, A. L., Pedretti, A. C. E., & Fernandes, M. N. (2009). Stereological estimation of the surface area and oxygen diffusing capacity of the respiratory stomach of the air-breathing armored catfish *Pterygoplichthys anisitsi* (Teleostei: Loricariidae). *Journal of Morphology*, 270, 601–614.
- Da Silva, P. S., Miranda, L. E., Makrakis, S., Assumpção, L., Dias, J. H. P., & Makrakis, M. C. (2019). Tributaries as biodiversity preserves: An ichthyoplankton perspective from the severely impounded Upper Paraná River. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29, 258-269. <https://10.1002/aqc.3037>.
- Da Silva, P. S., Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Assumpção, L., Paula, S., Dias, J. H. P., & Marques, H. (2015). Importance of Reservoir Tributaries to Spawning of Migratory Fish in the Upper Paraná River. *River Research and Applications*, 31, 313–322. <https://doi.org/10.1002/rra.2755>
- Daewel, U., Peck, M.A., & Schrum, C. (2011). Life history strategy and impacts of environmental variability on early life stages of two marine fishes in the North Sea: an individual-based modelling approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(3), 426–443. <https://doi.org/10.1139/F10-164>
- Delariva, R. L., Agostinho, A. A., Nakatani, K., & Baumgartner, G. (1994). Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Paraná River floodplain. *Revista Unimar*, 16, 41-60.
- Di Prinzio, C. Y., Casaux, R. J., & Miserendino, M. L. (2009). Effects of land use on fish assemblages in Patagonian low order streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 45, 1-11.
- Dubey, V. K., Sarkar, U. K., Pandey, A., Sani, R., & Lakra, W. S. (2012). The influence of habitat on the spatial variation in fish assemblage composition in an unimpacted tropical river of Ganga basin, India. *Aquatic Ecology*, 46, 165-174.
- Fernandes, R., Agostinho, A. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima, D. P., & Gomes, L. C. (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 669-680. <https://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300021>.
- Ficke, A. D., Myrick, C. A., & Hansen, L. J. (2008). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17, 581 – 613.

- Froese, R. & Pauly, D. (2011). FishBase. In: World Wide Web electronic publication, (accessed 29 December 2018). Available from: <www.fishbase.org>
- Gibson-Reinemer, D. K., Ickes, B. S., & Chick, J. H. (2016). Development and assessment of a new method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: multi gear mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(1), 8-14.
- Godinho, F. N. (2008). The influence of riparian vegetation on freshwater fish. In: Arizpe, D., João, A. M., Rabaça, E. (Eds). *Sustainable riparian zones - a management guide*. (pp. 96–100). Generalitat Valenciana, Spain.
- Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. EDUEM: Maringá.
- Hinrichsen, H. H., Hussy, K., & Huwer, B. (2012). Spatio-temporal variability in western Baltic cod early life stage survival mediated by egg buoyancy, hydrography and hydrodynamics. *ICES Journal of Marine Science*, 69(10), 1744-1752. Doi:10.1093/icesjms/fss137.
- Hoeinghaus, D., Layman, C. A., Arrington, D. A., & Winemiller, K. O. (2003). Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes*, 67, 379-387.
- Hostache, G., & Mol, J. H. (1998). Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum littorale* (Siluriformes-Callichthyidae): A synthesis stressing the role of the floating bubble nest. *Aquatic Living Resources*, 11(3), 173-185. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(98\)80114-9](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(98)80114-9)
- Houde, E. D. (1987). Fish early life dynamics and recruitment variability. *American Fisheries Society Symposium Series*, 2, 17-29.
- Humphries, P., Serafini, L., & King, A.J. (2002). River regulation and fish larvae: variation through space and time. *Freshwater Biology*, 47, 1307-1331.
- Ishiyama, N., Sueyoshi, M., Watanabe, N., & Nakamura, F. (2016). Biodiversity and rarity distributions of native freshwater fish in an agricultural landscape: The importance of β diversity between and within water-body types. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 416-428. <https://doi.org/10.1002/aqc.2583>
- Jones, E. B., Helfman, G. S., Harper, J. O., & Bolstad, P. V. (2001). Effects of Riparian Forest Removal on Fish Assemblages in Southern Appalachian Streams. *Conservation Biology*, 13, 1454 – 1465.
- Junk, W.J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. (pp. 110–127). In: Dodge, D.P. (Ed.). *Proceedings of the*

International Large River Symposium (LARS). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication 106, NRC research press, Ottawa.

- King A. J., Tonkin, Z., & Mahoney, J. (2009). Environmental flows enhances native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia. *River Research and Applications*, 25, 1205-1218. <https://doi.org/10.1002/rra.1209>
- King, A. J., Humphries, P., & Lake, P.S. (2003). Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 773-786.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometric*, 33, 159-174. <http://dx.doi.org/10.2307/2529310>
- Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 181-197. <https://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>
- Lechner, A., Keckeis, H., Glas, M., Tritthart, M., Habersack, H., Andorfer, L., & Humphries, P. (2018). The influence of discharge, current speed, and development on the downstream dispersal of larval nase (*Chondrostoma nasus*) in the River Danube. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, DOI: 10.1139/cjfas-2016-0340.
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 25, 451-466.
- Leal, C. G., Junqueira, N. T. & Pompeu, P. S. (2011). Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 90, 143-157. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9726-6>
- Lohse, K. A., Newburn, D. A., Opperman, J. J. & Merenlender, A. M. (2008). Forecasting relative impacts of land use on anadromous fish habitat to guide conservation planning. *Ecological Applications*, 18, 467-482. DOI:10.1890/07-0354.1
- Lowe-McConnell, R. H. (1987). *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press, Cambridge. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511721892>
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP.
- Lucas, M. & E. Barras. (2001). *Migration of freshwater fishes*. Oxford, Blackwell Science.

- Makrakis, S., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., Dias, J. H. P., & Gomes, L. C. (2007). Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. *Neotropical Ichthyology*, 5, 197-204. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252007000200014>.
- Makrakis, M. C., Miranda, L. E., Makrakis, S., Fontes Júnior, H. M., Morlis, W.G., Dias, J. H., & Garcia, J. O. (2012). Diversity in migratory patterns among Neotropical fishes in a highly regulated river basin. *Journal of Fish Biology*, 81(2), 866-881. Doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03346.x
- Marsh-Matthews, E., & Matthews, W. J. (2000). Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, 9, 9-21. <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0633.2000.90103.x>
- Matthews, W.J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall.
- Mims, M. C., Olden, J. D., Shattuck, Z. R. & Poff, N. L. (2010). Life history trait diversity of native freshwater fishes in North America. *Ecology of Freshwater Fish*, 19: 390-400.
- Morin, K., & Davis, J. L. (2017). Cross-validation: What is it and how is it used in regression? *Communications in Statistics—Theory & Methods*, 46, 5238-5251. Doi:10.1080/03610926.2015.1099672
- Navarro, E. A. (2005). *Método moderno de tupi antigo: a língua do Brasil dos primeiros séculos*. 3ª edição. São Paulo. Global.
- Nsor, C. A., & Obodai, E. A. (2016). Environmental Determinants Influencing Fish Community Structure and Diversity in Two Distinct Seasons among Wetlands of Northern Region (Ghana). *International Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.1155/2016/1598701>.
- Ota, R. R., Deprá, G. C., Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16(2), e170094. <https://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- Parkinson, D., Philipport, J. C., & Baras, E. A. (1999). A preliminary investigation of spawning migration of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology*, 55, 172 – 182.
- Pankhurst, N. W., & Munday, Philip, L. (2011). Effects of climate change on fish reproduction and early life history stages. *Marine and Freshwater Research*. 62, 1015 –1026.
- Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology*, 1(22), 180-88.

- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, 1789 – 1801.
- Phomikong, P., Fukushima, M., Sricharoendham, B., Nohara, S., & Jutagate, T. (2015). Diversity and community structure of fishes in the regulated versus unregulated tributaries of the Mekong River. *River Research and Applications*, 31(10), 1262-1275. <https://doi.org/10.1002/rra.2816>
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. New York: Wiley. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.1.0174b>
- Pinheiro, A., Bertoldi, J., Vibrans, A. C., Kaufmann, V., & Deshayes, M. (2011). Uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. *Revista Árvore, Viçosa*, 35, 1245-1251.
- Pinto, B. C. T., Araújo, F. G., & Hughes, R. M. (2006). Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556, 69-83.
- Pokharel, K. K., Basnet, K. B., Majupuria, T. C., & Baniya, C. B. (2018). Correlations between fish assemblage structure and environmental variables of the Seti Gandaki River Basin, Nepal. *Journal of Freshwater Ecology*, 33(1), 31-43. Doi: 10.1080/02705060.2017.1399170
- QGIS Development Team. *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project, 2015. Disponível em: <<http://www.qgis.org/>>. [Acesso em 13 mar. 2017].
- 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(1), 12–47.
- Reynalte-Tataje, D. A., Hermes-Silva, S., Carvalho-Silva, M. M., Abbud, F.M., Correa, R. N., & Zaniboni-Filho, E. (2008). Distribuição de ovos e larvas de peixes na área de influência do reservatório de Itá (Alto rio Uruguai). In: Zaniboni-Filho, E. & Nuñez, A. P. O. (Eds). *Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologia e conservação da ictiofauna*. (pp. 127-158). Florianópolis, BR: Editora UFSC.
- Reynalte-Tataje, D. A., Hermes-Silva, S., da Silva, P. A., Bialetzki, A., & Zaniboni-Filho, E. (2008). Locais de crescimento de larvas de peixes na região do Alto Rio Uruguai (Brasil). (pp. 159-194). In: Zaniboni-Filho, E. & Nuñez, A. P. O. (Eds.). *Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologia e conservação da ictiofauna*. Florianópolis, Editora UFSC, 319p.

- Reynalte-Tataje, D.A., Agostinho, A.A., & Bialezki, A. (2012). Temporal and spatial distributions of the fish larval assemblages of the Ivinheima River sub-basin (Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 96, 811-822.
- Rogers, M. W., Allen, M. S., & Jones, M. D. (2005). Relationship between river surface level and fish assemblage in the Ocklawaha River, Florida. *River Research and Applications*, 21, 501-511.
- Rutherford, E. S., Allison, J., Ruetz, C. R., Elliott, J. R., Nohner, J. K., DuFour, M. R., O'Nea, R. P., Jude, D. J., & Hensler, S. R. (2016). Density and Survival of Walleye Eggs and Larvae in a Great Lakes Tributary Larvae in a Great Lakes Tributary. *Transactions of the American Fisheries Society*, 145:3, 563–577.
- Santos, R. E., Pinto-Coelho, R. M., Fonseca, R., Simões, N. R., Zanchi, F. B. (2018). The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fisheries Management and Ecology*, 25, 380–391. <https://doi.org/10.1111/fme.12305>
- Saud, B. J., Bhattacharjya, B. K., Verma, V. K., Kumar, D., Debnath, D. M., & Sharma, A. P. (2012). Effect of Climate Change on Aquatic Life with Special Reference to North-East Region of India. *Environment & Ecology*, 30, 1534 – 1537.
- São Paulo. (2014). Decreto 60.133, de sete de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. São Paulo, Diário Oficial do Estado (L124), pp. 25-32.
- Shibatta, O. A., & Dias, J. H. P. (2006). *40 peixes do Brasil: CESP 40 anos*. Rio de Janeiro, Doiis.
- Shoji, J., Toshito, S., Mizuno, K., Kamimura, Y., Hori, M., & Hirakawa, K. (2011). Possible effects of global warming on fish recruitment: shifts in spawning season and latitudinal distribution can alter growth of fish early life stages through changes in daylength. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 1165 – 1169.
- Suzuki, H. I., Bulla, C. K., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2003). Estratégias reprodutivas das assembleias de peixes de reservatórios do Estado do Paraná e bacias limítrofes. 2003. In: *Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. (Eds.). (pp. 223-236). Rodrigues, L., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C.. Rima Editora, São Carlos.
- 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. (pp. 125-130). In: Agostinho, A. A., Rodrigues, L., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Miranda, L. E. (Eds.). *Structure and Functioning of the Paraná River and its Floodplain*. Maringá, Eduem.

- Suzuki, H. I., Agostinho, A. A., Bailly, D., Gimenes, M. F., Júlio-Junior, H. F., & Gomes, L.C. (2009). Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 649-660.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., & Bozelli, R. L. (2007). Flood increase similarity among aquatic habitat in river - floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13.
- Vazzoler, A. E. A. M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Eduem.
- Weingartner, M., Fracalossi, D. M., Nuñez, A. P. O., & Zaniboni Filho, E. (2012). Conservação genética. In: Nuñez, A. P. O., Zaniboni-Filho, E. (Org.). (pp. 241-255). *Reservatório de Machadinho: peixes, pesca e tecnologias de criação*. Florianópolis: Editora UFSC.
- Werner, R. (2002). *Habitat Requirements*. (pp. 161-182). In: Fuiman & Werner R. (Eds). *Fishery Science: The unique contributions of early life stages*. Blackwell Science Ltd, United Kingdom. 326 p.
- Winemiller, K. O. (1992). Life-history strategies and the effectiveness of sexual selection. *Oikos*, 63(2), 318-327.
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81(2), 225-241.
- Winemiller, K. O. (1996). *Factors driving spatial and temporal variation in aquatic floodplain food webs*. In: Polis, G. P., & Winemiller, K. O. (Eds). *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. (pp. 298-312). New York: Chapman & Hall.