

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

RAFAELA VENDRAMETTO GRANZOTTI

Impactos a jusante de barragens: mudanças nas assembleias de peixes
invertívoros

Maringá
2018

RAFAELA VENDRAMETTO GRANZOTTI

**Impactos a jusante de barragens: mudanças nas assembleias de peixes
invertívoros**

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

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Coorientador: Prof. Dr. Leandro Esteban Miranda

Maringá
2018

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

G765i Granzotti, Rafaela Vendrametto, 1993-
Impactos a jusante de barragens : mudanças nas assembleias de peixes invertívoros /
Rafaela Vendrametto Granzotti.-- Maringá, 2018.
38 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.
Coorientador: Prof. Dr. Leandro Esteban Miranda.

1. Peixes siluriformes de água doce - Monitoramento de longo-prazo - Planície de
inundação - Alto rio Paraná. 2. Peixes bentônicos de água doce - Oligotrofização -
Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Peixes bentônicos de água doce - Invertivoria.
I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.49176327209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

RAFAELA VENDRAMETTO GRANZOTTI

Impactos a jusante de barragens: mudanças nas assembleias de peixes
invertívoros

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Igor de Paiva Affonso
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR – *Campus* de Ponta Grossa)

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 16 de fevereiro de 2018.

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

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família, especialmente aos meus pais, que sempre me apoiaram e servem de exemplo de empenho, dedicação e amor ao trabalho que fazem. Incluo aqui também meus irmãos, tios, avós e primos, principalmente a minha tia Vera Lúcia, que sempre me incentivou no caminho de busca do conhecimento.

Agradeço imensamente meu orientador Prof. Luiz, que sempre acreditou no meu potencial, me apoiando ao mesmo tempo que também me deixou andar com as próprias pernas, com sua característica frase de incentivo: “Manda brasa!”. Também agradeço imensamente meu coorientador Prof. Miranda, que me recebeu de braços abertos, muito humor, disposição de trabalhar e infinita paciência para me mostrar os caminhos da ciência. Ambos me mostraram que, quando se trabalha com o que gosta, há prazer no que se faz.

Agradeço meus amigos, companheiros de graduação, mestrado e de laboratório, que me apoiaram demais nessa jornada, que acreditaram em mim e nunca me deixaram desanimar.

Agradeço a todos meus professores da pós-graduação, que incentivaram o pensamento crítico e a aplicação do conhecimento ecológico em suas aulas.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro, ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD – sítio 6), ao Programa de Excelência Acadêmica (PROEX), ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) pela infraestrutura e ao Department of Wildlife, Fisheries and Aquaculture da Mississippi State University por suporte financeiro adicional.

Agradeço a todos os funcionários do PEA e do Nupélia, sem eles nada disso seria possível. Em especial, aos pescadores e biólogos que participam do projeto PELD e ao Prof. Angelo Agostinho, que foi o responsável pela realização desse projeto (e muitos outros).

Por fim, agradeço a Deus por me guiar hoje e sempre.

“Those who contemplate the beauty of the Earth find reserves of strength that will endure as long as life lasts.

There is something infinitely healing in the repeated refrains of nature, the assurance that dawn comes after night, and spring after winter.”

(Rachel Carson, *Silent Spring*)

Impactos a jusante de barragens: mudanças nas assembleias de peixes invertívoros

RESUMO

Barragens alteram a conectividade, o transporte de sedimentos e a descarga de água em rios e planícies de inundação. Isso afeta o *habitat*, a disponibilidade de recursos e o recrutamento dos peixes, incluindo os invertívoros, que representam um elo importante entre produtores primários e níveis tróficos mais elevados em ecossistemas aquáticos tropicais. Considerando isso, investigou-se as mudanças de longo prazo no regime hidrológico, nas características limnológicas e nas assembleias de peixes invertívoros bentônicos nos períodos pré- e pós-represamento em três rios a jusante de uma grande barragem. Os impactos foram evidentes no rio Paraná, que é intensamente barrado, pouco evidentes no rio Baía, também barrado, porém ausentes no rio Ivinhema, que não é barrado. As alterações no regime hidrológico foram refletidas principalmente por variáveis de magnitude do nível hidrométrico, enquanto que as variáveis hidrológicas temporais pouco mudaram. A transparência da água aumentou no rio Paraná após o represamento, mas não se alterou nos rios Baía e Ivinhema. Ocorreu um decréscimo na captura de peixes invertívoros no rio Paraná e uma mudança nas abundâncias e composição relativa da assembleia de invertívoros nos rios Baía e Paraná, entretanto não houve mudanças nas assembleias do rio Ivinhema. Alterações no regime hidrológico e transparência da água causadas pelo represamento de Porto Primavera impactaram direta ou indiretamente as assembleias de peixes invertívoros. Alterações nas assembleias de peixes após mudanças ambientais tem consequências no ecossistema como um todo, incluindo uma diminuição potencial da diversidade de mecanismos de fluxo de energia. Sugere-se que a manutenção de tributários livres de barragens, a gestão de enchentes artificiais e o manejo intensivo de *habitat* para peixes na planície de inundação são ações que favorecem a preservação das assembleias nativas e a manutenção dos serviços e funções ecossistêmicas em bacias altamente barradas.

Palavras-chave: Peixes bentônicos. Monitoramento de longo-prazo. Oligotrofização. Invertivoria. *Trachydoras paraguayensis*. *Satanoperca pappaterra*.

Downstream impacts of dams: shifts in invertivorous fish assemblages

ABSTRACT

Impoundments alter connectivity, sediment transport and water discharge in rivers and floodplains, affecting fish habitat, resource availability and recruitment, including for benthic invertivorous fish, which represent an important link between primary producers and higher trophic levels in tropical aquatic ecosystems. We investigated long-term changes to water regime, limnological features and invertivore assemblages pre and post impoundment in three rivers downstream of a major dam. Impacts were distinct in the Paraná River that is obstructed by the dam, less evident in the Baía River, also impounded, but absent in the unimpounded Ivinhema River. Changes in water regime were reflected mainly by variables of water-level magnitude, whereas variables of water-level timing showed little alteration. Water transparency increased in the Paraná River post dam but did not change in the Baía and Ivinhema rivers. Changes in fish assemblages included a decrease in catch rate of invertivores in the Paraná River and a shift in relative species composition in the Baía and Paraná rivers but not in the unimpounded Ivinhema River. Changes in water regime and water transparency, caused by impoundment, directly or indirectly impacted invertivores assemblages. Alterations of fish assemblages following environmental changes have consequences over the entire ecosystem, including a potential decrease in the diversity of mechanisms for energy flow. We suggest that keeping existing unimpounded tributaries free of dams, engineering artificial floods, and intensive management of fish habitat within the floodplain may preserve native fish assemblages and help maintain functionality and ecosystem services in highly impounded basins.

Keywords: Benthic fish. Long-term monitoring. Oligotrophication. Invertivory. *Trachydoras paraguayensis*. *Satanoperca pappaterra*.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Aquatic Sciences*. Disponível em: <<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/27>>.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 ÁREA DE ESTUDO.....	11
3 MÉTODOS	14
3.1 REGIME HIDROLÓGICO	14
3.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS E ASSEMBLEIA DE PEIXES INVERTÍVOROS.....	15
3.3 ANÁLISE DE DADOS	17
4 RESULTADOS	18
4.1 REGIME HIDROLÓGICO	18
4.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS	20
4.3 ASSEMBLEIA DE PEIXES INVERTÍVOROS.....	21
5 DISCUSSÃO	23
REFERÊNCIAS	27
APÊNDICE A – Detalhes dos locais de coleta e esforço amostral	36
APÊNDICE B – Gráfico da PCoA de características limnológicas	38

1 INTRODUÇÃO

Grande parte dos grandes rios e das bacias hidrográficas do mundo possuem barragens (Nilsson et al. 2005; Winemiller et al. 2016). Os represamentos criados por barragens alteram a continuidade na transferência de matéria, energia e nutrientes que ocorre naturalmente em rios não-represados (Vannote et al. 1980; Ward e Stanford 1983). Além disso, as barragens afetam os trechos a jusante, através de modificações no transporte de sedimentos e nutrientes e na descarga de água (Ward e Stanford 1995a; Friedl e Wüest 2002). Essa descontinuidade é prejudicial especialmente em rios com planícies de inundação, em que a produtividade depende parcialmente de recursos alóctones, transportados de trechos a montante ou através da conectividade lateral com a planície (Junk et al. 1989; Junk e Wantzen 2004).

Mudanças na transparência da água, na carga de sedimentos e nutrientes, na morfologia e na granulometria dos canais são efeitos físico-químicos de longo prazo causados por barragens nos ambientes a jusante (Ward e Stanford 1995b; Brandt 2000; Manyari e Carvalho Jr. 2007; Wohl et al. 2015), potencialmente levando a oligotrofização de longo prazo (Ney 1996; Stockner et al. 2000). Além disso, cascatas de reservatórios (uma série de barragens em um mesmo rio e/ou em seus tributários), comuns in muitos sistemas de grandes rios, podem ter efeitos cumulativos e sinérgicos no estado trófico de trechos a jusante (Barbosa et al. 1999; Miranda et al. 2008). Finalmente, barragens debilitam as fontes de água, nutrientes e sedimentos para os ecossistemas a jusante, potencialmente mudando a dinâmica desses ambientes.

Em grandes rios, as barragens mudaram o regime hidrológico, reduzindo a variabilidade anual na descarga e resultando em menores diferenças no nível hidrométrico entre as estações úmidas e secas (Souza Filho et al. 2004; Agostinho et al. 2009), um processo importante para a ecologia desses ecossistemas. As barragens também reduzem o transporte de sedimentos e nutrientes, levando a turbidez reduzida e movimentos menos dinâmicos da calha do rio (Roberto et al. 2009; Stevaux et al. 2009). Mudanças no estado trófico de corpos d'água causadas pela redução de nutrientes podem alterar a estrutura da comunidade de produtores primários (Barbosa et al. 1999), assim como a abundância de consumidores, incluindo zooplâncton, macroinvertebrados e peixes (Sampaio et al. 2002; Hudon et al. 2012; Lima et al. 2016; Santos et al. 2016). Além disso, alguns estudos reportam que modificações na composição do *habitat* e na heterogeneidade espacial e temporal do mesmo afetam organismos bentônicos, que dependem da granulometria do sedimento (Quinn e Hickey 1990; Takeda e Fujita 2004). Alterações na descarga de água e conseqüentemente no nível d'água também alteram a

conectividade entre planícies de inundação e canais, o que afeta diversos processos ecológicos (Bunn e Arthington 2002; Thomaz et al. 2007). As assembleias de peixes são especialmente afetadas, pois mudanças nos padrões de cheias podem alterar a disponibilidade de recursos (Mérona et al. 2005; Luz-Agostinho et al. 2008; Abunjara et al. 2009), sucesso reprodutivo e recrutamento (Agostinho et al. 2004b; Oliveira et al. 2014; Angulo-Valencia et al. 2016), afetando, portanto, a composição e abundância das espécies.

Peixes bentônicos invertívoros representam uma importante conexão entre os produtores primários e níveis tróficos mais elevados em ecossistemas aquáticos tropicais (Hahn et al. 2004; Kramer et al. 2013, 2015). Esses peixes se alimentam de recursos bentônicos que incluem larvas de insetos, moluscos, micro e macroinvertebrados e possuem adaptações morfológicas e fisiológicas para tanto (Fugi et al. 2001). Alguns estudos demonstraram o efeito de barragens em peixes detritívoros (e.g. Mérona et al. 2001), que também exploram o fundo do ambiente aquático mas ingerem grandes quantidades de particulados, perifíton, assim como microorganismos e restos animais e vegetais (Hahn et al. 2004). Entretanto, pesquisas sobre peixes invertívoros são escassas. Considerando que os recursos alimentares e o *habitat* dos peixes invertívoros são diretamente afetados pelas mudanças causadas pelo represamento de rios, investigou-se o impacto a longo prazo de barragens na estrutura da assembleia de peixes invertívoros em uma planície de inundação a jusante de uma grande barragem.

Para isso, foram examinados descritores de regime hidrológico, características limnológicas e estrutura da assembleia de invertívoros bentônicos, antes e após a construção da barragem, em rios barrados e não barrados. Ambientes lênticos e lóticos e as estações cheia e seca foram levados em consideração. É esperado que as variáveis de regime hidrológico, características limnológicas e assembleia de peixes sejam diferentes entre os períodos pré- e pós-represamento nos dois rios barrados, mas não no rio livre de barragens. Compreender as mudanças hidrológicas e nas comunidades bióticas que se seguem ao represamento de rios é importante não somente para informar sobre impactos antropogênicos, mas também para auxiliar no delineamento de estratégias de conservação para a preservação das assembleias nativas e dos serviços ecossistêmicos das planícies de inundação, mesmo em estado alterado (Affonso et al. 2015).

2 ÁREA DE ESTUDO

A bacia do alto rio Paraná drena aproximadamente 891.000 km², está inserida na região mais populosa e industrializada do Brasil e é a bacia mais represada da América do Sul. Essa

bacia apresenta uma planície de inundação, de 230 km de extensão, em sua seção sudoeste, entre a barragem Engenheiro Sérgio Motta (que forma o reservatório de Porto Primavera) e a barragem de Itaipu, chegando a ter 20 km de largura na margem direita do rio Paraná. A planície de inundação apresenta uma grande diversidade de *habitats*, que incluem a planície aluvial com numerosos canais secundários, lagoas conectadas e isoladas e os canais principais dos rios Paraná, Baía e Ivinhema (Fig. 1). Além de Porto Primavera, o canal principal do rio Paraná tem ainda outros três grandes represamentos a montante da área de estudo e a maioria dos seus tributários são extensamente barrados (Agostinho et al. 2004c, Stevaux et al. 2009), constituindo assim uma paisagem de cascata de reservatórios. O rio Baía corre paralelamente ao rio Paraná e também é barrado por Porto Primavera, mas outros represamentos são ausentes em seu canal principal. Diferentemente do rio Paraná, não há descarga de água do reservatório de Porto Primavera no rio Baía, mas alguns pequenos tributários livres de barragens contribuem para o seu fluxo, a jusante do reservatório. Água do rio Paraná alcança o rio Baía durante os pulsos de inundação ou através de fluxo reverso (Comunello et al. 2003). Por outro lado, o rio Ivinhema apresenta grande parte de seu canal inserida em uma unidade de conservação e é um dos últimos rios livres de barragens da bacia do alto rio Paraná. Em 2006-2010, a descarga média do rio Paraná na área de estudo foi de 8.998 m³/s e a do rio Ivinhema foi de 363 m³/s. Dados de descarga para o rio Baía não estão disponíveis, mas a descarga é menor do que a do rio Ivinhema.

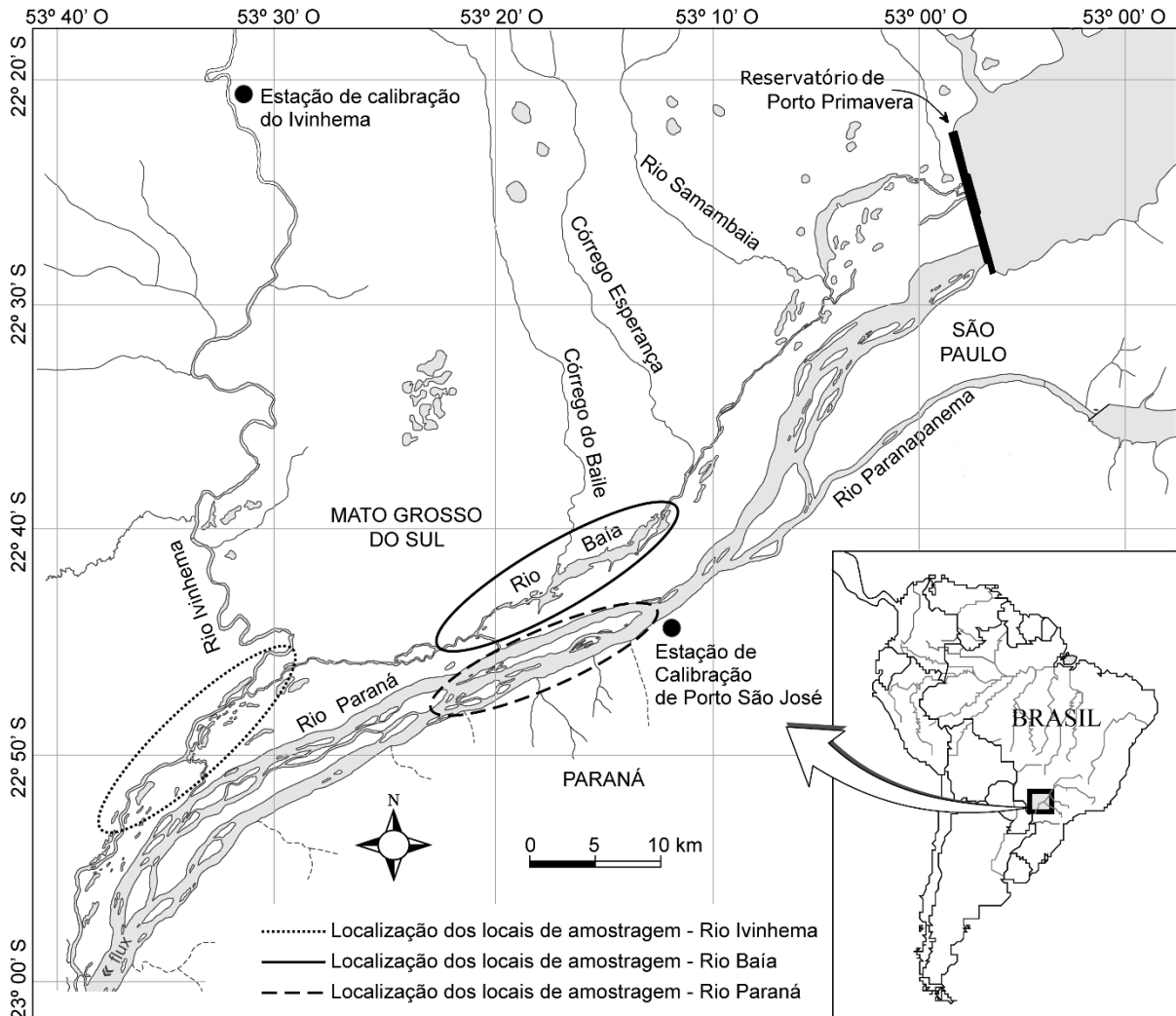


Figura 1. Locais de amostragem nos rios Paraná, Baía (ambos represados) e Ivinhema (livre de represamentos), em relação ao reservatório de Porto Primavera. Somente a estação de calibração fluviométrica jusante do rio Ivinhema é mostrada na figura.

A dinâmica de inundações na planície do alto rio Paraná é complexa. A estação úmida geralmente ocorre de novembro a maio, porém mais de um pulso de inundação pode ocorrer durante essa fase (Agostinho et al. 2009). O pulso de inundação é fundamental para a manutenção da alta biodiversidade na planície (Junk et al. 1989; Agostinho et al. 2004c, 2009). A estação seca geralmente acontece de junho a outubro. As variações anuais no nível hidrométrico são de 2,5m em média (Agostinho et al. 2000), mas flutuações de 7,5m foram registradas, assim como anos praticamente sem inundação. No geral, o rio Paraná exerce a maior influência sobre o nível hidrométrico na planície; entretanto, a precipitação local nas bacias dos rios Baía e Ivinhema também influenciam o nível da planície (Souza Filho et al. 2004; Thomaz et al. 2004). De fato, a maioria das inundações (40%) ocorre devido a aumento

do nível no rio Paraná, mas frequentemente ambos rios Paraná e Ivinhema causam inundações (30%) e o rio Ivinhema por si só (Comunello et al. 2003) causa algumas inundações (28%).

A planície de inundação apresenta uma grande variedade de *habitats*. Os ambientes lênticos incluem as lagoas; algumas conectam-se aos rios durante o ano todo, enquanto outras são isoladas, conectadas aos rios indiretamente pelas águas subterrâneas ou somente durante eventos de inundação. Essas lagoas diferem nas variáveis limnológicas dependendo de qual rio elas pertencem, assim como variação na conectividade (Rocha e Thomaz 2004; Thomaz et al. 2004). Os canais principais dos rios Paraná, Baía e Ivinhema representam ambientes lóticos.

O reservatório de Porto Primavera, o maior no rio Paraná e construído para produção de energia, navegação e controle de cheias, represa os rios Paraná e Baía. A barragem foi fechada em 1998, mas controle da vazão de água ocorria desde o início dos anos 90 (BCD 2009). O enchimento do reservatório foi completado em março de 2001. Esse reservatório é o quinto maior em área no Brasil (aproximadamente 2.250 km²), estende-se 240km acima da barragem, tem 19m de profundidade próximo a barragem e opera como um reservatório fio d'água.

3 MÉTODOS

3.1 REGIME HIDROLÓGICO

Os dados de nível hidrométrico foram obtidos na plataforma online HidroWeb, da Agência Nacional de Águas (ANA), em uma estação fluviométrica no rio Paraná (Porto São José Jusante, código 64575003) e duas estações fluviométricas no rio Ivinhema (UHE Itaipu Ivinhema, código 64617000, estação jusante; Fig. 1, e Fazenda Ipacaráí, código 64614000, estação montante). Não há estação fluviométrica no rio Baía. Dados de nível hidrométrico diários estavam disponíveis para a estação no rio Paraná de 1974 a 2015. Para o rio Ivinhema, os dados estavam disponíveis de 1974 a 2010 na estação jusante e de 1984 a 2015 na estação montante. De acordo com ano e estações úmida e seca, os níveis hidrométricos diários foram utilizados para computar oito descritores hidrológicos (definições na Tabela 1). O nível hidrométrico foi representado pela variáveis máximo em 7 dias (7max), mínimo em 7 dias (7min), máximo em 30 dias (30max), mínimo em 30 dias (30min), mediana e amplitude sazonal. Os máximos e mínimos em 7 e 30 dias foram calculados utilizando o procedimento de médias móveis (TNC, 2009). A mediana representa o nível mediano sazonal no ano correspondente. A amplitude sazonal representa a diferença entre o máximo e o mínimo em 7 dias em cada estação (úmida ou seca) e reflete a variabilidade no nível hidrométrico dentro

daquela estação do ano. Os descritores temporais foram representados pela data sazonal do nível máximo (dia sazonal máx) e a data sazonal do nível mínimo (dia sazonal min). Essas datas sazonais foram computadas transformando datas julianas em dias de estação úmida (i.e. 1 a 212) e dia da estação seca (i.e. 1 a 153). Esses descritores foram calculados com o programa IHA versão 7.1 (Indicadores de Alteração Hidrológica, Richter et al. 1998).

3.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS E ASSEMBLEIA DE INVERTÍVOROS

Dados de características limnológicas e densidade de peixes foram obtidos em *habitats* lênticos e lóticos da planície, a jusante do reservatório de Porto Primavera, pré- (1986-1988) e pós- (2000-2015) represamento, nos rios Paraná, Baía e Ivinhema. O período de amostragem pré-represamento incluiu amostras mensais, totalizando 24 meses, enquanto que o período pós-represamento incluiu amostras trimestrais, totalizando 62 meses. Em cada mês de amostragem, amostras das características limnológicas e da assembleia de peixes foram coletadas nos canais principais dos rios e nas lagoas, exceto no rio Paraná pré-represamento onde não houve coleta nas lagoas. Mais detalhes sobre os *habitats* amostrados e o esforço amostral podem ser encontrados no Apêndice A. O número de ambientes lóticos amostrados em cada mês, durante o esforço de 18 anos, variou de 3 a 4 (média= 3,2 locais/mês de amostragem) e o número de ambientes lênticos variou de 4 a 13 (média 7,2 locais/mês de amostragem).

Dados de densidade de peixes foram coletados em todos os locais de amostragem e as características limnológicas foram registrados concomitantemente na maioria deles. Grupos de oito redes de espera com diferentes tamanhos (3, 4, 6, 8, 10, 12, 14 ou 16 cm) foram utilizadas em cada local de amostragem (cada rede tinha 20m de comprimento e 1,45-1,70m de largura). As redes foram deixadas por 24h em cada local e revistas foram feitas a cada oito horas. Os peixes coletados foram identificados e contados. Condutividade da água e transparência (profundidade de Secchi) foram medidos diretamente no local, enquanto nitrogênio total, fósforo total e clorofila-*a* foram medidos em laboratório, a partir de amostras de água filtrada e armazenadas a -20°C, seguindo a metodologia em Mackereth et al. (1978).

Apesar de mais de 182 espécies terem sido reportadas para a área de estudo (Agostinho et al. 2004a; Graça and Pavanelli 2007), o foco desse estudo foi em seis espécies de peixes invertívoros (Fig. 2). Esses incluíram *Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758), *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874), *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803, *Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840) e *Trachydoras paraguayensis* (Eigenmann & Ward, 1907). Essas espécies compreenderam aproximadamente 14% de todos

os peixes amostrados em 1986-1988 e 8% em 2000-2015. A maioria desses invertívoros tem uma dieta especializada (Hahn et al. 2004). Entretanto, duas espécies tendem a ser mais generalistas: *Satanoperca pappaterra* consome detritos e material vegetal assim como invertebrados bentônicos (Hahn e Cunha 2005; Novakowski et al. 2016) e *P. maculatus*, apesar de ter organismos bentônicos como componente principal de sua dieta, também se alimenta ocasionalmente de pequenos peixes e material vegetal (Lobon-Cerviá e Bennemann 2000; Lima-Junior e Goitein 2003). *Satanoperca pappaterra* foi introduzida na área de estudo, provavelmente por aquicultura na segunda metade do século 20 (Langeani et al. 2007; Ortega et al. 2015). *Pimelodus maculatus* migra distâncias moderadas para reprodução e alimentação (Makrakis et al. 2012), enquanto que *I. labrosus* e *T. paraguayensis* migram curtas distâncias lateralmente (Bailly et al. 2008; Holzbach et al. 2009); as outras espécies não são reportadas como migradoras (Mol 1996; Hostache e Mol 1998; Verba et al. 2001).

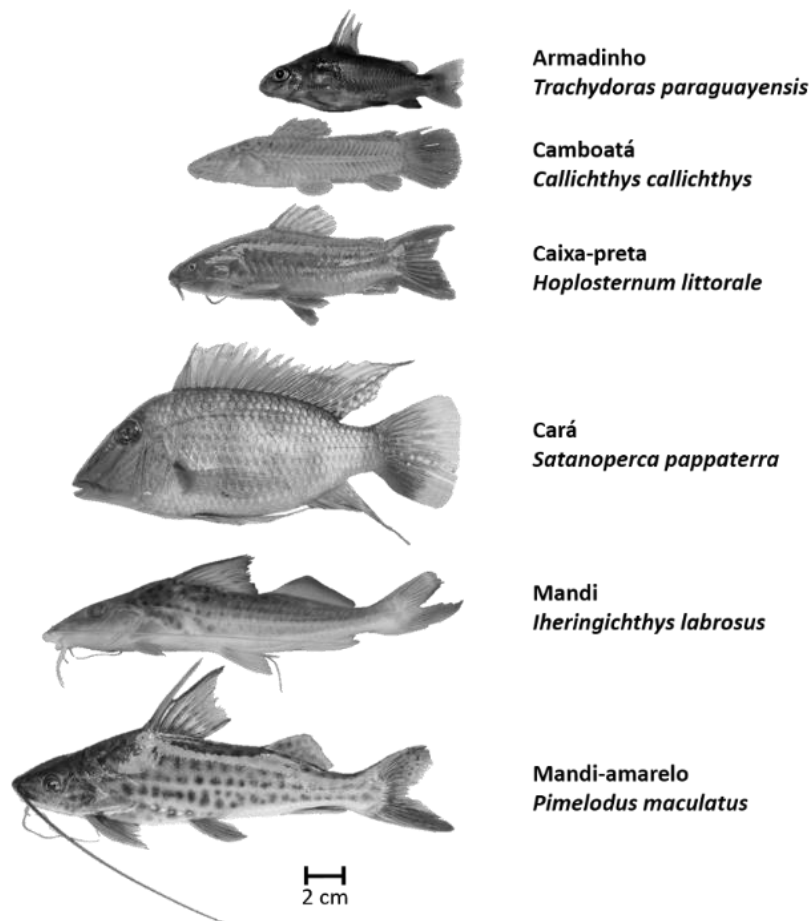


Figure 2. Ilustração das seis espécies de peixe invertívoros avaliadas nesse estudo. Tamanhos correspondem a escala do comprimento padrão médio.

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Foi utilizada uma MANOVA permutacional (PERMANOVA) bifatorial para testar se o regime hidrológico, indexado pelos oito descritores hidrológicos, mudou entre os períodos (i.e., pré- e pós-represamento), levando em consideração possíveis diferenças entre estações (úmida e seca). Correlação temporal nos dados não afeta a análise de PERMANOVA devido ao fato que a permutação aleatória dos anos remove qualquer correlação temporal inerente (Anderson 2001). Cada estação fluviométrica recebeu uma análise separada. Foram utilizados os dados disponíveis dos anos hidrológicos após 1999 para representar o período pós-represamento, enquanto que o período pré-represamento foi representado pelos anos hidrológicos de 1974-1990 no rio Paraná e na estação jusante do rio Ivinhema e de 1983-1990 na estação montante do rio Ivinhema. O período entre 1991 e 1998 não foi considerado devido a possíveis influências da construção da barragem. Um maior número de anos pré-represamento foi utilizado na análise do regime hidrológico do que na análise da assembleia de peixes porque a disponibilidade de dados nesse caso era maior, permitindo assim uma comparação mais robusta entre os períodos. Todos os descritores hidrológicos, exceto aqueles temporais e a amplitude sazonal, foram logaritimizadas para reduzir a variabilidade e todas as variáveis foram normalizadas (média zero e variância um) para a computação da matriz de parença com distâncias euclidianas.

Mudanças nas características limnológicas e na assembleia de peixes invertívoros foram aferidas através de PERMANOVAs, que testaram diferenças entre períodos (pré- e pós-represamento) nos três rios separadamente, enquanto levando em conta os efeitos das estações (úmida e seca) e tipo de *habitat* (lêntico e lótico). Nitrogênio total, fósforo total, profundidade de Secchi e clorofila-*a* foram logaritimizadas para reduzir a variabilidade e todas as cinco limnológicas foram normalizadas previamente à análise. Uma matriz de parença usando distancias euclidianas foi montada para realizar a PERMANOVA de características limnológicas.

No caso dos invertívoros, primeiramente foi conduzida uma ANOVA permutacional, utilizando os mesmos fatores descritos acima, para abundância total (taxa de captura total), de todos os peixes invertívoros combinados. Em seguida, foi realizada uma PERMANOVA para testar diferenças na assembleia de seis espécies invertívoras. As análises foram aplicadas sobre capturas padronizadas por 1.000m² do grupo de redes, por estação, ano hidrológico, rio e tipo de *habitat*. Os valores de capturas foram logaritimizadas para reduzir a variabilidade e uma matriz de parença foi computada utilizando a métrica de dissimilaridade de Bray-Curtis. Na

PERMANOVA, uma variável *dummy* foi utilizada para incluir amostras que não continham nenhuma espécie invertívora (11 de 218 amostras) (Clarke et al. 2006) e a soma de quadrados tipo III foi utilizada no caso de delineamento desbalanceado. Se a PERMANOVA identificou um efeito significativo ($p \leq 0.05$) da interação período x rio, uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) foi realizada para visualizar as diferenças, utilizando a mesma matriz de parença da respectiva PERMANOVA. Todas as análises foram realizadas no software PRIMER 6,0 com o adicional PERMANOVA e foram reportados valores de pseudo-F (F) para os testes principais e pseudo-t (t) para as comparações par a par. Foram realizadas 999 permutações irrestritas dos dados para os testes principais assim como nos testes *a posteriori* para fatores e interações.

4 RESULTADOS

4.1 REGIME HIDROLÓGICO

O regime hidrológico sofreu alterações no rio Paraná pré- e pós-represamento ($F = 5,8$; $p < 0,01$), mas não na estação montante ($F = 0,6$; $p = 0,59$) nem na jusante ($F = 2,1$; $p = 0,08$) do rio Ivinhema. Essas três análises também mostraram efeitos significativos da estação do ano ($p \leq 0,01$) mas não da interação período x estação ($p \geq 0,41$), sugerindo que a sazonalidade não mudou após a construção da barragem. Todos os descritores de nível hidrométrico diminuíram no rio Paraná após o represamento (Tabela 1), mas o aspecto temporal dos máximos e mínimos sazonais não se alteraram (Fig. 3A). Os maiores decréscimos foram observados na mediana, no nível máximo da estação úmida e na amplitude sazonal da estação úmida (Tabela 1). Entretanto, a grande sobreposição dos pontos (Fig. 3A) e a dispersão dos dados (Figs. 3B e C) sugerem que a descarga varia grandemente entre anos no mesmo período. Embora reduções no nível hidrométrico sejam aparentes, o regime hidrológico pós-represamento pode ainda assemelhar-se com aquele pré-represamento em alguns anos.

Tabela 1. Quartis superiores e inferiores de descritores de regime hidrológico em duas estações fluviométricas no rio Ivinhema e uma estação no rio Paraná pré- e pós-represamento de Porto Primavera. Os descritores de nível hidroelétrico estão em centímetros e os descritores temporais representam o dia n de sua estação do ano respectiva.

Descritor	Definição	Estação do ano	Ivinhema - Montante		Ivinhema - Jusante		Paraná	
			Pre	Pos	Pre	Pos	Pre	Pos
7min	Nível hidrométrico mínimo médio em 7 dias, sazonalmente	<i>úmida</i>	347 - 434	375 - 403	94 - 154	93 - 145	222 - 260	198 - 247
		<i>seca</i>	345 - 396	362 - 403	94 - 124	84 - 110	214 - 258	206 - 253
30min	Nível hidrométrico mínimo médio em 30 dias, sazonalmente	<i>úmida</i>	366 - 448	400 - 422	106 - 172	103 - 158	242 - 298	221 - 269
		<i>seca</i>	363 - 411	374 - 418	105 - 142	91 - 120	233 - 273	216 - 267
7max	Nível hidrométrico máximo médio em 7 dias, sazonalmente	<i>úmida</i>	522 - 664	552 - 665	298 - 400	285 - 405	550 - 711	383 - 574
		<i>seca</i>	474 - 550	493 - 640	224 - 319	181 - 335	310 - 412	307 - 349
30max	Nível hidrométrico máximo médio em 30 dias, sazonalmente	<i>úmida</i>	510 - 596	530 - 607	263 - 323	232 - 347	495 - 662	328 - 501
		<i>seca</i>	443 - 505	438 - 538	183 - 254	144 - 256	284 - 340	265 - 319
Mediana	Mediana do nível hidrométrico diário por estação do ano	<i>úmida</i>	434 - 477	440 - 480	162 - 237	153 - 211	307 - 386	274 - 329
		<i>seca</i>	378 - 443	390 - 453	128 - 184	116 - 156	258 - 311	238 - 289
Amplitude sazonal	Diferença entre o máximo e o mínimo em 7 dias, por estação do ano	<i>úmida</i>	134 - 270	152 - 255	185 - 263	196 - 272	324 - 476	185 - 375
		<i>seca</i>	96 - 156	110 - 252	120 - 195	98 - 226	86 - 157	72 - 155
Dia sazonal min	O dia n da estação, em que o nível hidrométrico mínimo ocorreu	<i>úmida</i>	4 - 103	124 - 173	57 - 193	24 - 154	12 - 158	41 - 195
		<i>seca</i>	87 - 153	91 - 133	94 - 131	82 - 132	56 - 117	44 - 113
Dia sazonal máx	O dia n da estação, em que o nível hidrométrico máximo ocorreu	<i>úmida</i>	77 - 143	46 - 132	75 - 151	82 - 132	86 - 119	99 - 144
		<i>seca</i>	6 - 95	38 - 128	19 - 129	57 - 131	11 - 108	26 - 137

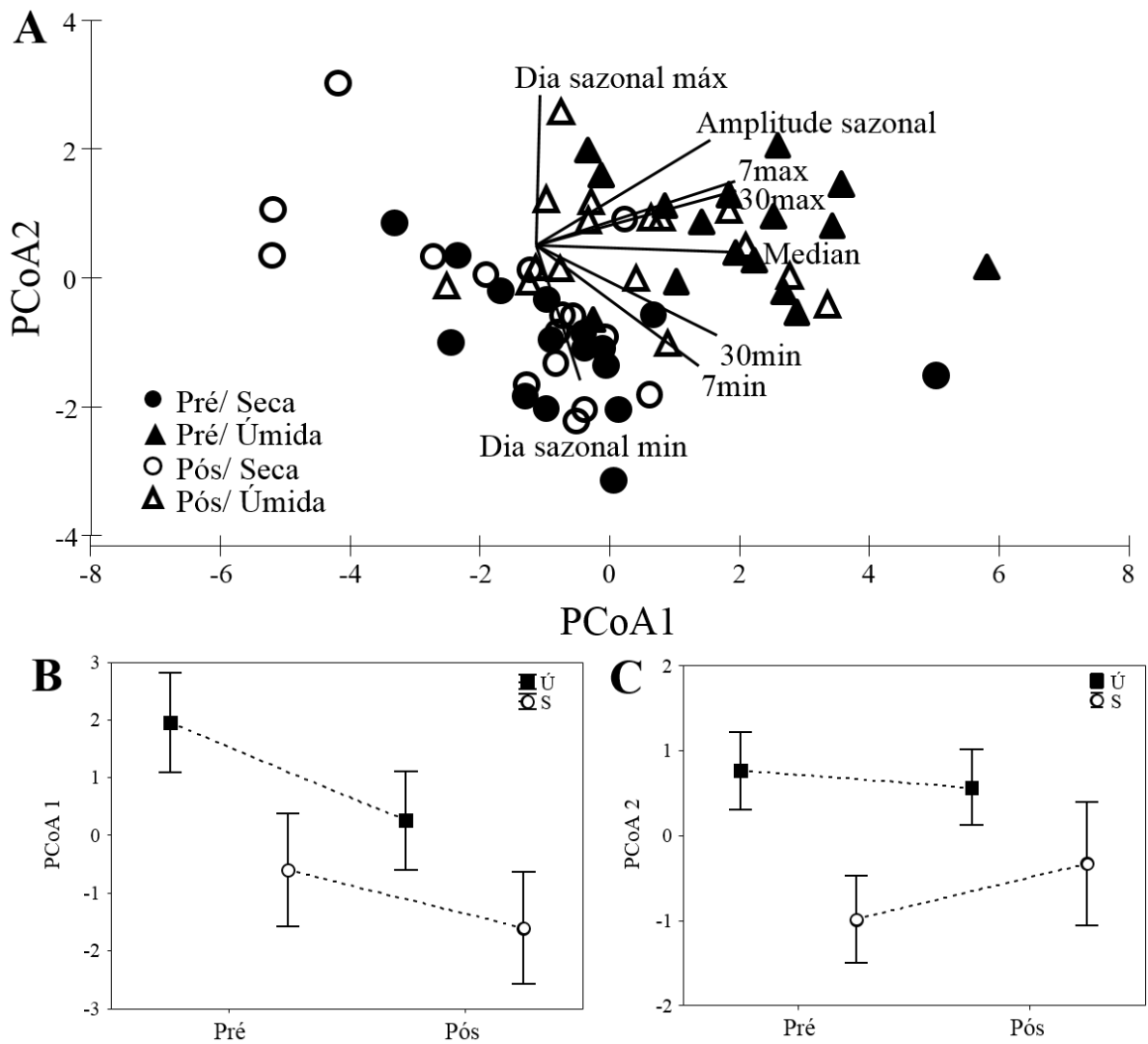


Figura 3. (A) Ordenação dos descritores de regime hidrológico no rio Paraná pré- (1974-1990) e pós-represamento (1999-2015) nas estações úmida e seca. Os vetores representam correlações de Pearson dos descritores de regime hidrológico com os eixos 1 e 2 da PCoA. (B) Valores do eixo 1 da PCoA para as amostras pré- e pós-represamento nas estações seca e chuvosa. (C) Valores do eixo 2 da PCoA para as amostras pré- e pós-represamento nas estações seca e chuvosa. Nos painéis B e C, quadrados/círculos representam médias e as barras representam intervalos de confiança de 95%.

4.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS

As características limnológicas mudaram de acordo com o período ($F = 3,7$; $p = 0,01$), rio ($F = 12,9$; $p < 0,01$) e tipo de *habitat* ($F = 12,3$; $p < 0,01$), mas não com estação do ano ($F = 2,5$; $p = 0,07$). A interação rio x tipo de *habitat* foi estatisticamente significativa ($F = 5,5$; $p < 0,01$), indicando que a magnitude da diferença entre ambientes lênticos e lóticos nos três rios

diferiu ($p < 0,01$ para todas as combinações). A interação rio x período não foi estatisticamente significativa ($F = 1,6$; $p = 0,14$) indicando que as diferenças gerais entre os períodos foram similares entre os rios. A profundidade de Secchi aumentou no rio Paraná após o represamento, mas não nos rios Baía e Ivinhema (Tabela 2). A condutividade aumentou e o fósforo total diminuiu nos três rios, enquanto que clorofila-a e nitrogênio total não sofreram alterações. Mais detalhes sobre os resultados da análise das características limnológicas estão no Apêndice B.

4.3 ASSEMBLEIA DE PEIXES INVERTÍVOROS

No geral, foram coletados 12.878 peixes invertívoros. A taxa de captura média dos peixes invertívoros diferiu entre períodos ($F = 19,6$; $p < 0,01$) e tipo de *habitat* ($F = 10,4$; $p < 0,01$), enquanto que os efeitos de rio ($F = 0,7$; $p = 0,48$) e estação ($F = 1,3$; $p = 0,22$) não foram estatisticamente significativos. Os termos de interação período x rio ($F = 9,9$; $p < 0,01$) e rio x *habitat* ($F = 35,5$; $p < 0,01$) foram significativos. Comparações posteriores mostraram que a taxa de captura média dos peixes invertívoros como um todo diminuiu de 57,5 para 16,5 peixes/1000 m² de rede no rio Paraná entre os períodos pré- e pós-represamento ($t = 4,1$; $p < 0,01$) mas não se alterou no rio Ivinhema ($t = 0,1$; $p = 0,90$) nem no rio Baía ($t = 1,6$; $p = 0,10$).

Considerando ambos os períodos, *T. paraguayensis* representou 31.3% da captura total, *H. littorale* representou 23.3%, *I. labrosus* 20.7%, *P. maculatus* 18.3%, *S. pappaterra* 5.9% e *C. callichthys* 0.5%. A assembleia de peixes invertívoros diferiu entre os períodos ($F = 17,0$; $p < 0,01$), rios ($F = 6,6$; $p < 0,01$) e tipos de *habitat* ($F = 12,4$; $p < 0,01$), mas não entre as estações do ano ($F = 1,6$; $p = 0,17$). A interação período x rio foi estatisticamente significativa ($F = 8,0$; $p < 0,01$), indicando que a assembleia de peixes invertívoros mudou de maneira diferente nos três rios após a construção da barragem (Fig. 4A). Comparações múltiplas posteriores mostraram que a assembleia diferiu entre os períodos pré- e pós-represamento nos rios Paraná ($t = 4,9$; $p < 0,01$; Fig. 4D) e Baía ($t = 1,9$; $p = 0,02$; Fig. 4C) mas não no rio Ivinhema ($t = 1,4$; $p = 0,10$; Fig. 4B). A interação rio x tipo de *habitat* foi significativa ($F = 23,2$; $p < 0,001$), sugerindo que as diferenças entre ambientes lênticos e lóticos diferiram entre os rios. As diferenças mais marcadas ocorreram com *T. paraguayensis*, cuja taxa de captura diminuiu drasticamente nos rios Baía e Paraná, e com *S. pappaterra*, cuja taxa de captura aumentou no rio Paraná (Tabela 2). *Iheringichthys labrosus* e *P. maculatus* também diminuíram nos rios afetados pela barragem (Fig. 4C, D; Tabela 2). O ambiente lótico do rio Paraná pós-

represamento apresentou a menor taxa de captura para cinco das seis espécies estudadas (Tabela 2).

Tabela 2. Quartis superiores e inferiores das características limnológicas e taxas de captura das espécies invertívoras (peixes/1.000m² de rede), pré- e pós-represamento nos três rios (Cond = condutividade, Clorol = clorofila-*a*, NT = nitrogênio total, PT = fósforo total).

Variável	Ivinhema		Baía		Paraná	
	<i>Pre</i>	<i>Post</i>	<i>Pre</i>	<i>Post</i>	<i>Pre</i>	<i>Post</i>
Características limnológicas						
Secchi (m)	0,5 – 0,7	0,4 – 0,7	0,7 – 0,9	0,5 - 0,9	0,8 - 1,7	1,4 - 2,7
Cond (µs/cm)	26,6 - 45,7	38,5 - 42,9	19,9 - 26,9	24,1 - 33,9	53,3 - 56,3	57,5 - 61,8
Clorol (µg/L)	1,6 - 6,0	1,1 - 4,9	2,9 - 5,5	4,4 - 11,4	2,7 - 3,4	0,7 - 4,1
NT (µg/L)	317,3 - 693,5	398,5 - 756,1	392,5 - 762,5	473,0 - 851,9	203,3 - 286,9	258,9 - 635,8
PT (µg/L)	49,8 – 80,0	36,8 - 56,9	49,8 - 78,0	33,9 - 70,5	18,4 - 33,9	9,6 – 20,0
Peixes						
<i>C. callichthys</i>	0,0 - 0,0	0,0 - 0,0	0,0 - 0,6	0,0 - 0,0	0,0 - 0,0	0,0 - 0,0
<i>H. littorale</i>	0,0 – 13,5	0,0 - 5,2	0,9 - 16,9	0,0 - 16,7	0,0 - 1,9	0,0 - 0,9
<i>I. labrosus</i>	2,0 – 12,2	0,0 – 3,9	0,3 - 26,9	0,0 - 11,8	1,3 – 6,1	0,0 - 0,9
<i>P. maculatus</i>	1,1 - 16,6	0,0 - 5,9	15,4 - 32,2	1,9 - 11,7	3,3 - 4,9	0,0 - 4,9
<i>S. pappaterra</i>	0,0 - 0,8	0,0 - 0,0	0,8 - 3,4	0,0 - 3,9	0,0 - 0,0	1,9 - 13,7
<i>T. paraguayensis</i>	3,0 - 16,8	5,9 – 29,4	1,7 - 43,5	0,0 - 13,7	27,3 - 70,1	0,0 - 0,0

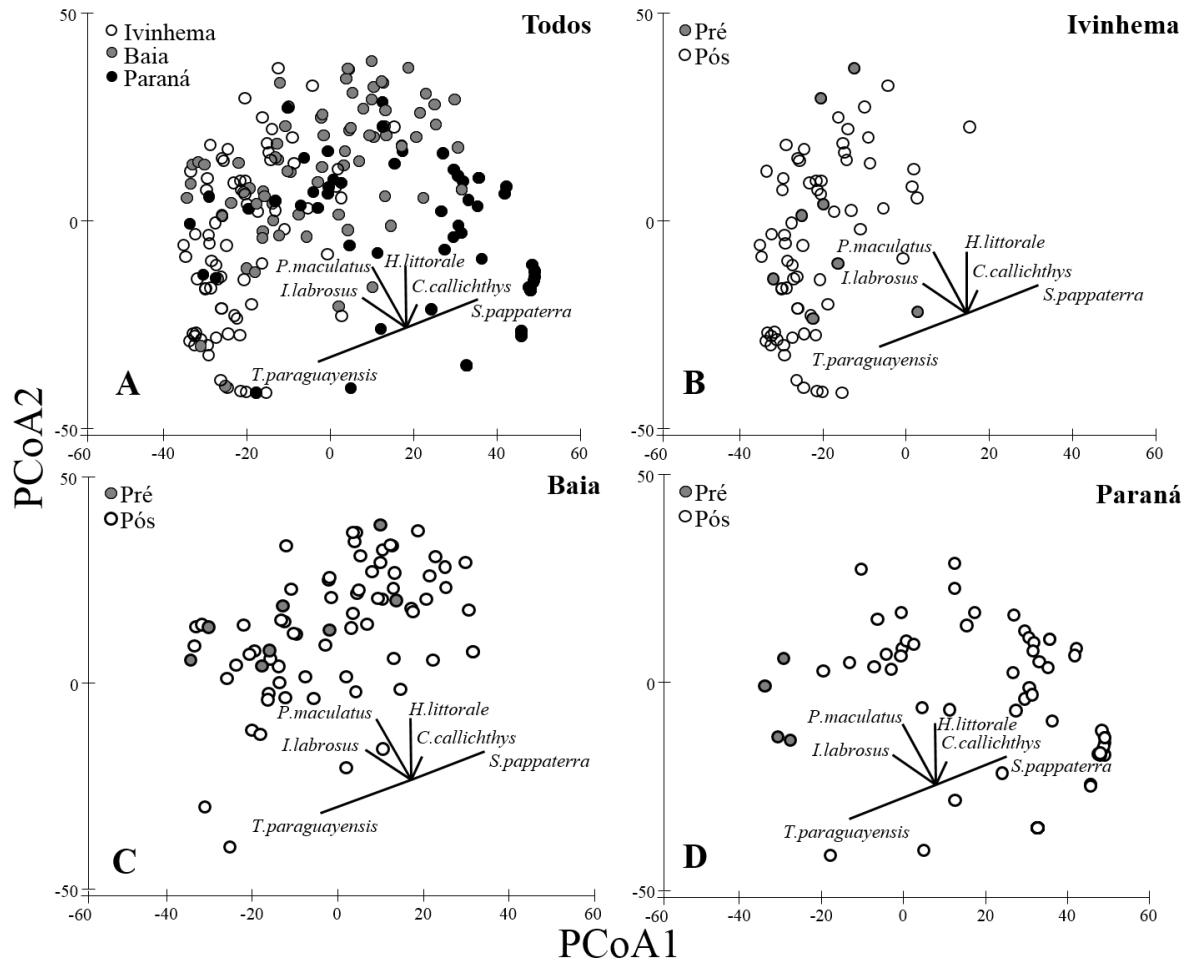


Figure 4. Ordenação da assembleia de peixes invertívoros (A) nos três rios estudados, não separado por períodos; (B) no rio Ivinhema, não represado, separado por período; (C) no rio Baía, represado, por período; e (D) no rio Paraná, represado, por período. Os vetores representam correlações de Pearson entre a taxa de captura dos peixes com os eixos 1 e 2 da PCoA e foram movidos do centro do gráfico para melhorar a visualização dos elementos textuais.

5 DISCUSSÃO

Foram identificadas alterações no regime hidrológico e na assembleia de peixes invertívoros a jusante do reservatório de Porto Primavera. Sugere-se que as mudanças no regime hidrológico e na transparência da água após o represamento de Porto Primavera afetaram, direta ou indiretamente, as assembleias dos peixes invertívoros nos rios represados e possuem consequências por todos o ecossistema aquático. As mudanças foram evidentes no rio Paraná, que é conspicuamente impactado pela barragem; menos óbvias no rio Baía, que possui tributários livres de barragens; mas praticamente indistinguíveis no rio Ivinhema. Alterações

no regime hidrológico foram refletidas principalmente pelas variáveis descritoras da magnitude do nível hidrométrico, enquanto que as variáveis temporais mostraram pouca modificação. Mudanças na assembleia de invertívoros demonstraram uma diminuição na taxa de captura desses peixes no rio Paraná e uma mudança na composição relativa de espécies nos rios Baía e Paraná, mas não no rio Ivinhema, não represado.

As alterações nas características limnológicas foram mais ambíguas. Uma alteração evidente e diretamente atribuída a represamentos foi a transparência da água, que aumentou no rio Paraná pós-represamento (também reportada por Roberto et al. 2009) mas não mudou nos rios Baía e Ivinhema. As outras características limnológicas não se alteraram ou também foram modificadas no rio não represado. Essas mudanças nas características limnológicas no rio não represado podem ter sido induzidas por alterações a longo prazo no uso da terra na bacia do rio Ivinhema (Arai et al. 2012) ou simplesmente por erros de amostragem atribuíveis a alta variabilidade associada com a amostragem de características limnológicas efêmeras.

O regime hidrológico no rio Paraná foi alterado após o represamento do reservatório de Porto Primavera, apresentando menores valores de máximos em 7 e 30 dias e menores valores de mínimos em 7 e 30 dias. Souza Filho et al. (2004), Souza Filho (2009) e Rocha (2010) reportaram mudanças adicionais, através do estudo de outras métricas hidrológicas, incluindo diminuição na duração das inundações e relações modificadas entre descarga e nível hidrométrico. As reduções observadas nos níveis hidrométricos podem levar a perda de *habitat* aquático, através de diversos mecanismos que incluem (1) menor conectividade entre diversos *habitats* da planície de inundação (Ward e Stanford 1995b; Agostinho et al. 2004c; Thomaz et al. 2007) e (2) perda de volume de *habitat* devido a menores profundidades (Brandt 2000) e contração lateral do *habitat*. Modificações como essas podem levar a modificações a longo prazo das assembleias de peixes invertívoros assim como de toda a comunidade de peixes (Agostinho et al. 2001, 2008).

A taxa de captura de três espécies invertívoras diminuiu nos rios barrados (*I. labrosus*, *P. maculatus* e *T. paraguayensis*). Essas espécies apresentam migrações reprodutivas, curtas ou moderadas, sinalizadas pelas inundações; migram lateralmente para se alimentar; e suas larvas e juvenis dependem do aumento nos níveis hidrométricos para acessar as áreas de berçário da planície, nas lagoas e remansos (Vazzoler 1996, Agostinho et al. 2000, 2001, 2004a; Bailly et al. 2008). Por outro lado, a única espécie que aumentou em abundância, particularmente no rio Paraná, *S. pappaterra*, apresenta estratégia de equilíbrio (i.e., baixa fecundidade, proteção da prole, desova não-sazonal; Winemiller 1989; Vazzoler 1996; Verba et al. 2001), assim sendo virtualmente independente dos padrões de cheias para se reproduzir e

possivelmente se beneficiando da ausência de inundações e dos anos secos (Agostinho et al. 2004a, b). Portanto, diferenças na estrutura das assembleias de peixes invertívoros nos períodos pré- e pós-represamento nos rios represados e não represado sugerem efeitos atribuíveis às mudanças no regime hidrológico.

As alterações nas características limnológicas a jusante de reservatórios estão relacionadas ao estoque de água a montante, ao regime de descarga e aos seus efeitos nas cargas de sedimentos e nutrientes (Brandt 2000; Wohl et al. 2015; Agostinho et al. 2016). Cascatas de reservatórios exacerbam as capacidades de contenção de sedimentos e nutrientes de reservatórios únicos (Barbosa et al. 1999; Kummur e Varis 2007). O aumento na transparência da água, causado pela contenção de sedimentos, pode aumentar a abundância de macrófitas submersas (Thomaz et al. 2004a; Sousa et al. 2010), o que por outro lado pode manter o estado de águas claras dos ambientes, na ausência de peixes bentônicos (Mormul et al. 2012). Águas transparentes também causam o aumento da pressão de predação em ovos, juvenis e espécies de pequeno porte (Agostinho et al. 2004a; Turesson e Brönmark 2007; Dodrill et al. 2016). De fato, as densidades de larvas sofreram uma diminuição na mesma área de estudo após o fechamento de Porto Primavera, incluindo as larvas de algumas espécies invertívoras (Sanches et al. 2006), diminuindo, portanto, o sucesso de recrutamento e os tamanhos populacionais, especialmente das espécies que não apresentam cuidado parental (como *I. labrosus*, *P. maculatus* e *T. paraguayensis*, os invertívoros que decresceram em nosso estudo). As duas espécies de invertívoros cujas densidades aparentemente não foram afetadas pela construção de Porto Primavera (*C. callichtys* e *H. littorale*) também dependem das inundações para reproduzir-se, mas cuidam de sua prole em ninhos (Mol 1996; Hostache e Mol 1998), possivelmente compensando os efeitos do aumento da predação, induzido pela transparência da água, no sucesso reprodutivo.

Além das mudanças observadas no regime hidrológico e nas características limnológicas, modificações no substrato dos canais a jusante de barragens foram reportados (Brandt 2000), como o aumento do tamanho dos grãos no substrato, diminuição na heterogeneidade do sedimento e aumento na erosão dos bancos, documentadas na área de estudo desse trabalho (Stevaux et al. 2009). Essas alterações afetam diretamente a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Stevaux e Takeda 2002; Bredenhand e Samways 2009), cuja composição e abundância são influenciadas pelo tipo de sedimento e pelo tamanho dos grãos (Quinn and Hickey 1990; Takeda e Fujita 2004). Por sua vez, essas alterações nos substratos afetam as populações de peixes invertívoros através da disponibilidade e diversidade de alimento (e.g. Paragamian 2002).

Ainda assim, a estrutura da assembleia de invertívoros, assim como a de outras guildas de peixes, provavelmente é influenciada diretamente por fatores e interações os quais não foram avaliados nesse estudo. Por exemplo, os substratos podem ser alterados por (1) degradação das zonas litorâneas, causada pelo aumento da variabilidade diária nos níveis hidrométricos requeridas pelas demandas de produção de energia (Souza Filho 2009; Poff e Schmidt 2016); e (2) alterações na vegetação ripária causada por períodos de seca prolongados e alterações subsequentes no uso da terra (e.g., expansão de criação de gado e agicultura na planície de inundação). Essas mudanças remanejam a entrada de recursos alóctones nos substratos (Agostinho e Zalewski 1995; Thomaz et al. 2004a), alterando a regulação ascendente das populações e da produção da comunidade aquática.

Ecossistemas de água doce proporcionam diversos serviços, incluindo produção de biomassa e ciclagem de nutrientes (Dobson et al. 2006) que são diretamente relacionados com o fluxo de energia. A abundância relativa de organismos em vários níveis tróficos é um fator importante para o fluxo de energia pelo ecossistema (Depczynski et al. 2007). Assim, um decréscimo na abundância de predadores intermediários (como os invertívoros) pode encurtar o comprimento da cadeia trófica (Diehl e Feissel 2001; Post 2002; Hoeinghaus et al. 2008). De fato, foi demonstrado que o rio Paraná apresenta uma cadeia trófica mais curta do que a do rio Ivinhema, na área de estudo (Hoeinghaus et al. 2008), o que foi atribuído a mudanças na importância relativa de diferentes caminhos tróficos (i.e., baseados em detritos vegetais, fitoplâncton ou perifiton) em ecossistemas fluviais após represamentos (Hoeinghaus et al. 2007, 2008). Devido ao fato de que os invertívoros estão diretamente ligados a ambos os caminhos tróficos de detrito e de perifiton (Hahn et al. 2004; Lopes et al. 2009), alterações na estrutura de sua assembleia ou sua representação na comunidade de peixes poderia diminuir a diversidade de mecanismos de fluxo energético no ecossistema. É esperado que essas alterações ecossistêmicas também influenciem outras guildas de peixes (e.g. Mérona et al. 2005), através de impactos diretos nas populações ou nas interações biológicas. Por exemplo, na planície de inundação do alto rio Paraná, o processamento de detritos diminuiu devido ao decréscimo das populações do peixe detritívoro *Prochilodus lineatus* causado pelo acesso restrito dessa espécie aos remansos (Gubiani et al. 2007) e mudanças na dieta de piscívoros foram reportadas após alterações nas assembleias de presas, incluindo um decréscimo no consumo do invertívoro *T. paraguayensis* (Luz-Agostinho et al. 2008).

Um objetivo de conservação fundamental no rio Paraná é a preservação das assembleias de peixe nativas, mesmo em estados alterados. Diversos modelos e cenários de mudanças climáticas predizem aumentos moderados na precipitação e descarga na bacia do rio Paraná

(Nohara et al. 2006; Marengo et al. 2009, 2012), contudo provavelmente insuficiente para amenizar os impactos dos represamentos no regime hidrológico. Dessa maneira, intervenções adicionais podem ser necessárias para preservar as assembleias nativas. Os represamentos na bacia do alto rio Paraná representam um distúrbio em grande escala, que resultou em grandes mudanças na hidrologia e nas assembleias de peixes e que pode requerer grandes soluções para preservar as assembleias de peixes, até que os serviços providos pelas barragens não sejam mais necessários para a sociedade. Diversas ações de manejo em grande escala podem ser aplicadas, separada ou conjuntamente, para endereçar esse objetivo de conservação, embora sua praticidade e efetividade possam variar. Primeiramente, manter os tributários livres de barramentos pode prevenir alterações adicionais no regime hidrológico natural (Affonso et al. 2015). Inundações artificiais podem ser criadas (e.g. Acreman 2000; Patten et al. 2001), através de solturas coordenadas de água dos reservatórios ao longo da bacia, preservando assim a conectividade na planície (Agostinho et al. 2009; Oliveira et al. 2014). Essa ação pode não ser possível se os volumes de descarga necessários para criar inundações suficientemente grandes representar uma fração significativa da água represada na bacia, mesmo no caso de essas inundações artificiais não serem anuais. No entanto, essa é uma alternativa que vale a pena ser explorada com ferramentas de modelagem (e.g. Rauschenbach 2016) e em colaboração com engenheiros de recursos aquáticos. Finalmente, manejo intensivo de *habitat* para peixes na planície (e.g. Buijse et al. 2002; Gregory et al. 2008; Ollero 2010), para manter o fluxo e sedimentos suspensos, para manter a conectividade lateral entre canais e lagoas e para assegurar o acesso dos peixes a outros *habitats*, mesmo em níveis hidrométricos reduzidos pelo novo regime hidrológico, podem preservar a funcionalidade da planície de inundação.

REFERÊNCIAS

Abujanra F, Agostinho AA, Hahn NS (2009) Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazil J Biol* 69:469–479. doi: 10.1590/S1519-69842009000300003

Acreman M (2000) Managed flood releases from reservoirs: issues and guidance. *World Comm. on Dams*.

Affonso IP, Azevedo RF, Santos NCL dos, Dias RM, Agostinho AA, Gomes LC (2015) Pulling the plug: replicable strategies to preclude dam expansion in Brazilian rivers of high-priority for conservation. *Natureza & Conservação* 13:199-203

Agostinho AA, Bonecker CC, Gomes LC (2009) Effects of water quantity on connectivity: the case of the upper Paraná River floodplain. *Ecohydrol Hydrobiol* 9:99–113. doi: 10.2478/v10104-009-0040-x

Agostinho AA, Gomes LC, Thomaz SM, Hahn NS (2004a) The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: Thomaz, SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *The Upper Parana River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 381–393

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, Okada EK (2004b) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev Fish Biol Fish* 14:11–19. doi: 10.1007/s11160-004-3551-y

Agostinho AA, Gomes LC, Zalewski M (2001) The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Int. J. Ecohydrol. Hydrobiol.* 1:209–217.

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2004c) Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol Hydrobiol* 4:255–268.

Agostinho AA, Thomaz SM, Minte-Vera C V, Winemiller KO (2000) Biodiversity in the High Paraná River Floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds) *Biodiversity in wetlands: assesment, function and conservation, volume 1*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 89–118

Agostinho AA, Zalewski M (1995) The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 303:141–148.

Agostinho A, Pelicice F, Gomes L (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J Biol* 68:1119–1132. doi: 10.1590/S1519-69842008000500019

Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL dos, Ortega JCG, Pelicice FM (2016) Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish Res*, 173:26-36. doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006

Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecolo* 26:32-46.

Angulo-Valencia MA, Agostinho AA, Suzuki HI, da Luz-Agostinho KDG, Agostinho CS (2016) Impoundments affect fish reproduction regardless of reproductive strategy. *Lakes Reserv Res Manag* 21:362–374. doi: 10.1111/lre.12151

Arai FK, Pereira SB, Gonçalves GGG (2012) Characterization of water availability in a hydrographic basin. *Eng Agrícola* 32:591–601. doi: 10.1590/S0100-69162012000300018

Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI (2008) Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Res Appl* 24:1218–1229. doi: 10.1002/rra

- Barbosa FAR, Padisak J, Espíndola ELG, et al (1999) The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tietê basin, São Paulo state, Brazil. In: Tundisi JG, Straskraba M (eds) *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhyus Publishers, pp 425–437
- BCD: Brazilian Committee on Dams (2009) *Main Brazilian dams III: design, construction, and performance*. BCD, Botafogo, Rio de Janeiro, Brasil. Available at: <http://www.cbdb.org.br/documentos/mbdiii/porto%20Primavera.pdf>
- Brandt SA (2000) Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena* 40:375–401. doi: 10.1016/S0341-8162(00)00093-X
- Bredenhand E, Samways MJ (2009) Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *J Insect Conserv* 13:297–307. doi: 10.1007/s10841-008-9173-2
- Buijse AD, Coops H, Staras M, et al (2002) Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshw Biol* 47:889–907. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00915.x
- Bunn SE, Arthington AH (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ Manage* 30:492–507. doi: 10.1007/s00267-002-2737-0
- Clarke KR, Somerfield PJ, Chapman MG (2006) On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J Exp Mar Bio Ecol* 330:55–80. doi: 10.1016/j.jembe.2005.12.017
- Comunello E, Souza Filho EE, Rocha PC, Nanni MR (2003) Dinâmica de inundação de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do Alto Rio Paraná: estudo preliminar. *An XI SBSR*: 2459–2466.
- Depczynski M, Fulton CJ, Marnane MJ, Bellwood DR (2007) Life history patterns shape energy allocation among fishes on coral reefs. *Oecologia* 153:111–120. doi: 10.1007/s00442-007-0714-2
- Diehl S, Feissel M (2001) Intraguild prey suffer from enrichment of their resources: a microcosm experiment with ciliates. *Ecology* 82:2977–2983. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082
- Dobson A, Lodge D, Alder J, et al (2006) Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87:1915–1924.
- Dodrill MJ, Yard MD, Pine WE (2016) Assessing predation risks for small fish in a large river ecosystem between contrasting habitats and turbidity conditions. *Am Midl Nat J* 175:206–221.
- Friedl G, Wüest A (2002) Disrupting biogeochemical cycles: consequences of damming. *Aquat Sci* 64:55–65. doi: 10.1007/s00020-002-0055-1

- Fugi R, Agostinho AA, Hahn NS (2001) Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Braz J Biol* 61:27–33. doi: 10.1590/S0034-71082001000100005
- Graça WJ, Pavanelli CS (2007) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá.
- Gregory KJ, Benito G, Downs PW (2008) Applying fluvial geomorphology to river channel management: background for progress towards a palaeohydrology protocol. *Geomorphology (Amst)* 98:153–172. doi: 10.1016/j.geomorph.2007.02.031
- Gubiani ÉA, Gomes LC, Agostinho AA, Okada EK (2007) Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecol Freshw Fish* 16:191–197. doi: 10.1111/j.1600-0633.2007.00211.x
- Hahn NS, Cunha F (2005) Feeding and trophic ecomorphology of *Satanoperca pappaterra* (Pisces, Cichlidae) in the Manso Reservoir, Mato Grosso State, Brazil. *Brazilian Arch Biol Technol* 48:1007–1012. doi: 10.1590/S1516-89132005000800017
- Hahn NS, Fugi R, Andrian IF (2004) Trophic ecology of the fish assemblages. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *The Upper Parana River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 247–270
- Hoeinghaus DJ, Winemiller KO, Agostinho AA (2007) Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. *Ecosystems* 10:1019–1033. doi: 10.1007/s10021-007-9075-2
- Hoeinghaus DJ, Winemiller KO, Agostinho AA (2008) Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos* 117:984–995. doi: 10.1111/j.0030-1299.2008.16459.x
- Holzbach AJ, Gubiani ÉA, Baumgartner G (2009) *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Piquiri River, Paraná, Brazil: population structure and some aspects of its reproductive biology. *Neotrop Ichthyol* 7:55–64. doi: 10.1590/S1679-62252009000100008
- Hostache G, Mol JH (1998) Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum littorale* (Siluriformes - Callichthyidae): a synthesis stressing the role of the floating bubble nest. *Aquat Living Resour* 11:173–185.
- Hudon C, Cattaneo A, Poirier AMT, et al (2012) Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquat Sci* 74:495–511. doi: 10.1007/s00027-011-0243-2
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge PD (ed) *Proceedings of the International Large River Symposium*, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, pp 110–127
- Junk WJ, Wantzen KM (2004) The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. *Proc Second Int Symp Manag Large Rivers Fish* 117–149.
- Kramer MJ, Bellwood O, Bellwood DR (2013) The trophic importance of algal turfs for coral reef fishes: the crustacean link. *Coral Reefs* 32:575–583. doi: 10.1007/s00338-013-1009-1

- Kramer MJ, Bellwood O, Fulton CJ, Bellwood DR (2015) Refining the invertivore: diversity and specialisation in fish predation on coral reef crustaceans. *Mar Biol* 162:1779–1786. doi: 10.1007/s00227-015-2710-0
- Kummu M, Varis O (2007) Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the Lower Mekong River. *Geomorphology (Amst)* 85:275–293. doi: 10.1016/j.geomorph.2006.03.024
- Langeani F, Castro RMC, Oyakawa OT, et al (2007) Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotrop* 7:181–197. doi: 10.1590/S1676-06032007000300020
- Lima AC, Agostinho CS, Soares AMVM, Monaghan KA (2016) Alternative ways to measure impacts of dam closure to the structure of fish communities of a neotropical river. *Ecohydrology* 9:860–870. doi: 10.1002/eco.1688
- Lima-Junior SE, Goitein R (2003) Ontogenetic diet shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): an ecomorphological approach. *Environ Biol Fishes* 68:73–79. doi: 10.1023/A:1026079011647
- Lobon-Cervia J, Bennemann S (2000) Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Parana, Southern Brazil). *Arch für Hydrobiol* 149:285–306. doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/149/2000/285
- Lopes CA, Benedito E, Martinelli LA (2009) Trophic position of bottom-feeding fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazi J Biol* 69:573–581.
- Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA, Gomes LC, Júlio Jr. HF (2008) Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Parana River floodplain. *Hydrobiologia* 607:187–198. doi: 10.1007/s10750-008-9390-4
- Mackereth FJH, Heron J, Talling JF (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication.
- Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, et al (2012) Diversity in migratory patterns among Neotropical fishes in a highly regulated river basin. *J Fish Biol* 81:866–881. doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03346.x
- Manyari WV, de Carvalho OA (2007) Environmental considerations in energy planning for the Amazon region: downstream effects of dams. *Energy Policy* 35:6526–6534. doi: 10.1016/j.enpol.2007.07.031
- Marengo JA, Chou SC, Kay G, et al (2012) Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Clim Dyn* 38:1829–1848. doi: 10.1007/s00382-011-1155-5
- Marengo JA, Jones R, Alves LM, Valverde MC (2009) Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. *Int J Climatol* 29:2241–2255. doi: 10.1002/joc.1863

- Mérona B de, dos Santos GM, de Almeida RG (2001) Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environ Biol Fishes* 60:375–392. doi: 10.1023/A:1011033025706
- Mérona B de, Vigouroux R, Tejerina-Garro FL (2005) Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551:33–47. doi: 10.1007/s10750-005-4448-z
- Miranda LE, Habrat MD, Miyazono S (2008) Longitudinal gradients along a reservoir cascade. *Trans Am Fish Soc* 137:1851–1865. doi: 10.1577/T07-262.1
- Mol JH (1996) Reproductive seasonality and nest-site differentiation in three closely related armoured catfishes (Siluriformes: Callichthyidae). *Environ Biol Fishes* 45:363–381. doi: 10.1007/BF00002529
- Mormul RP, Thomaz SM, Agostinho AA, et al (2012) Migratory benthic fishes may induce regime shifts in a tropical floodplain pond. *Freshw Biol* 57:1592–1602. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02820.x
- Ney JJ (1996) Oligotrophication and its discontents: effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. *Am Fish Soc Symp* 16:285–295.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405–408. doi: 10.1126/science.1107887
- Nohara D, Kitoh A, Hosaka M, Oki T (2006) Impact of climate change on river discharge projected by multimodel ensemble. *J Hydrometeorol* 7:1076–1089. doi: 10.1175/JHM531.1
- Novakowski GC, Cassemiro FAS, Hahn NS (2016) Diet and ecomorphological relationships of four cichlid species from the Cuiabá River basin. *Neotrop Ichthyol* 14:e150151. doi: 10.1590/1982-0224-20150151
- Oliveira AG, Suzuki HI, Gomes LC, Agostinho AA (2014) Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods. *Environ Biol Fishes* 98:1327–1337. doi: 10.1007/s10641-014-0361-5
- Ollero A (2010) Channel changes and floodplain management in the meandering middle Ebro River, Spain. *Geomorphology (Amst)* 117:247–260. doi: 10.1016/j.geomorph.2009.01.015
- Ortega JCG, Júlio HF, Gomes LC, Agostinho AA (2015) Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia* 746:147–158. doi: 10.1007/s10750-014-2025-z
- Paragamian VL (2002) Changes in the species composition of the fish community in a reach of the Kootenai River, Idaho, after construction of Libby Dam. *J Freshw Ecol* 17:375–383. doi: 10.1080/02705060.2002.9663911
- Patten DT, Harpman DA, Voita MI, Randle TJ (2001) A managed flood on the Colorado River: background, objectives, design, and implementation. *Ecol Appl* 11:635–643.
- Poff NL, Schmidt JC (2016) How dams can go with the flow. *Science (80-)* 353:1099–1100.
- Post DM (2002) The long and short of food-chain length. *Trends Ecol Evol* 17:269–277. doi: 10.1016/j.cell.2013.04.003

- Quinn JM, Hickey CW (1990) Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *New Zeal J of Mar Freshw Res* 24:411–427. doi: 10.1080/00288330.1990.9516433
- Rauschenbach, T (2016) Modeling, control, and optimization of water systems. Springer-Verlag: New York.
- Richter BD, Baumgartner JV, Braun DP, Powell J (1998) A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regul Rivers Res Manag* 14:329–340. doi: 10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4<329::AID-RRR505>3.0.CO;2-E
- Roberto MC, Santana NN, Thomaz SM (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz J Biol* 69:717–725. doi: 10.1590/S1519-69842009000300025
- Rocha PC (2010) Indicadores de alteração hidrológica no Alto Rio Paraná: intervenções humanas e implicações na dinâmica do ambiente fluvial. *Soc Nat* 22:191–211. doi: 10.1590/S1982-45132010000100014
- Rocha RRA, Thomaz SM (2004) Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). *Acta Sci Biol Sci* 26:261–271. doi: 10.4025/actascibiolsci.v26i3.1538
- Sampaio E V, Rocha O, Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG (2002) Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz J Biol* 62:525–545. doi: 10.1590/S1519-69842002000300018
- Sanches PV, Nakatani K, Bialecki A, et al (2006) Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera Dam, Paraná River, Brazil. *River Res Appl* 22:555–565. doi: 10.1002/rra.922
- Santos NCL dos, de Santana HS, Dias RM, et al (2016) Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. *Hydrobiologia* 765:265–275. doi: 10.1007/s10750-015-2419-6
- Sousa WTZ, Thomaz SM, Murphy KJ (2010) Response of native *Egeria najas* Planch. and invasive *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle to altered hydroecological regime in a subtropical river. *Aquat Bot* 92:40–48. doi: 10.1016/j.aquabot.2009.10.002
- Souza Filho EE (2009) Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Braz J Biol* 69:707–716.
- Souza Filho EE, Rocha PC, Comunello E, Stevaux JC (2004) Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. . In: Thomaz SM, Agostinho AA & Hahn NS (eds) *The Upper Parana River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 55–74
- Stevaux JC, Martins DP, Meurer M (2009) Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology (Amst)* 113:230–238. doi: 10.1016/j.geomorph.2009.03.015

Stevaux JC, Takeda AM (2002) Geomorphological processes related to density and variety of zoobenthic community of the upper Paraná River, Brazil. *Zeitschrift Fuer Geomorphol* 129:143–158.

Stockner JG, Rydin E, Hyenstrand P (2000) Cultural oligotrophication: causes and consequences for fisheries resources. *Fisheries* 25:7–14. doi: 10.1577/1548-8446(2000)025<0007

Takeda AM, Fujita DS (2004) Benthic invertebrates. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *The Upper Parana River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 191–208

TNC: The Nature Conservancy (2009) Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual. Available online at <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Documents/IHAV7.pdf>

Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1–13. doi: 10.1007/s10750-006-0285-y

Thomaz SM, Pagioro TA, Bini LM, et al (2004) Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds), *The Upper Parana River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 75–102

Turesson H, Brönmark C (2007) Predator-prey encounter rates in freshwater piscivores: effects of prey density and water transparency. *Oecologia* 153:281–290. doi: 10.1007/s00442-007-0728-9

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, et al (1980) The River Continuum Concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130–137. doi: 10.1139/f80-017

Vazzoler AEA de M (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Maringá

Verba JT, Lampert VR, Azevedo M a. (2011) Reproductive traits of *Gymnogeophagus labiatus* (Teleostei, Cichlidae), in an upper stretch of Sinos river, Caraá, Brazil. *Iheringia Ser. Zool.* 101:200–206. doi: 10.1590/S0073-47212011000200007

Ward JV, Stanford JA (1983) Serial Discontinuity Concept of lotic ecosystems. In: Fontaine D, Bartell S (eds) *Dynamics of Lotic Systems*, Ann Arbor Science Publishers, pp 29–42.

Ward J V, Stanford JA (1995a) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul Rivers Res Manag* II:105–119.

Ward J V, Stanford J a (1995b) The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul Rivers Res Manag* 10:159–168.

Winemiller KO (1989) Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81:225–241. doi: 10.1007/BF00379810

Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, et al (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-) 351:128–129. doi: 10.1126/science.aac7082

Wohl E, Bledsoe BP, Jacobson RB, et al (2015) The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *Bioscience* 65:358–371. doi: 10.1093/biosci/biv002

APÊNDICE A: Detalhes dos locais de coleta e esforço amostral

Tabela A. Locais amostrados no presente estudo nos períodos pré- e pós-represamento de Porto Primavera. (*) indica os *habitats* que foram amostrados somente nos anos 2000-2001 e 2010-2011. O rio Paraná apresenta 4m de profundidade no ponto de coleta mas pode chegar a 15m de profundidade.

Subsistema	<i>Habitats</i>	Tipo	Profundidade Média (m)	Área (ha)	Distância do rio principal (m)	Período	
						Pré	Pós
<i>Ivinhema</i>							
	Ivinhema	rio	3,9	-	-	X	X
	Patos	lagoa conectada	3,5	113,8	10	X	X
	Finado Raimundo	lagoa conectada	3,2	84,9	50		X*
	Peroba	lagoa conectada	3,1	12,2	50		X*
	Sumida	lagoa conectada	1,6	67,4	-		X*
	Ventura	lagoa isolada	2,16	89,9	200		X
	Zé do Paco	lagoa isolada	3,9	2,7	100		X*
<i>Baia</i>							
	Baia (1)	rio	3,2	-	-	X	X
	Baia (2)	rio	-	-	-	X	
	Fechada	lagoa isolada	2,46	7,5	100	X	X
	Guaraná	lagoa conectada	2,1	4,2	70	X	X
	Pousada das Garças	lagoa isolada	2,3	3,8	-	X	X*
	Gavião	lagoa conectada	2,2	-	-		X*
	Onça	lagoa conectada	2	27,2	80		X*
<i>Paraná</i>							
	Paraná	rio	4	-	-	X	X
	Garças	lagoa conectada	2	14,1	-		X
	Pau Véio	lagoa conectada	1,8	3	-		X

Tabela B. Número de noites de rede (indicativo de esforço amostral) in locais de coleta lânticos e lóticos, amostrados na área de estudo em cada período (pré- e pós-represamento de Porto Primavera).

Subsistema		Período	
		<i>Pré</i>	<i>Pós</i>
<i>Ivinhema</i>	Lântico	24	188
	Lótico	24	62
	<i>Total</i>	<i>48</i>	<i>250</i>
<i>Baia</i>	Lântico	72	172
	Lótico	48	62
	<i>Total</i>	<i>120</i>	<i>234</i>
<i>Paraná</i>	Lântico	0	124
	Lótico	24	62
	<i>Total</i>	<i>24</i>	<i>186</i>
Esforço total		192	670

APÊNDICE B: Gráficos da PCoA de características limnológicas

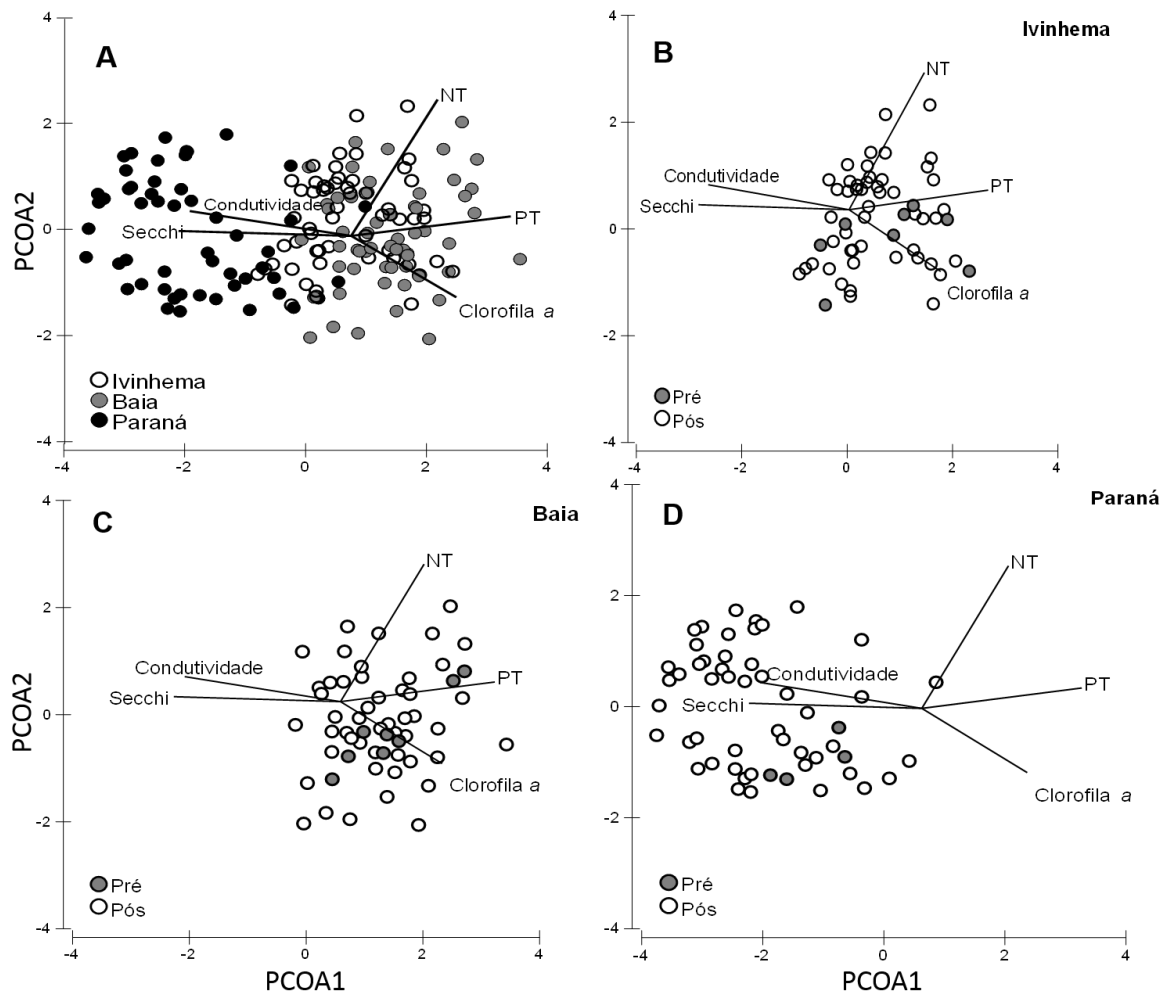


Figura 01. Gráfico de ordenação das métricas de qualidade da água (A) nos três rios; (B) no rio Ivinhema, não barrado; (C) no rio Baía, barrado e (D) no rio Paraná, barrado, nos períodos pré- e pós-represamento do reservatório de Porto Primavera. B, C e D são subconjuntos de A. Os vetores representam as correlações de Pearson das variáveis normalizadas com os eixos 1 e 2 da PCoA.