



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

JOÃO DIRÇO LATINI

**Alterações na assembleia de peixes antes e após a construção de  
barragens com trecho de vazão reduzida no rio das Antas,  
Rio Grande do Sul, Brasil**

Maringá  
2019

JOÃO DIRÇO LATINI

**Alterações na assembleia de peixes antes e após a construção de barragens com trecho de vazão reduzida no rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil**

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá  
2019

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

- L357a Latini, João Dirço, 1962-  
Alterações na assembleia de peixes antes e após a construção de barragens com trecho de vazão reduzida no rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil / João Dirço Latini. -- Maringá, 2019.  
41 f. : il. (algumas color.).
- Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2019.  
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.
1. Reservatórios de água doce - Peixes, Assembleia de - Impactos - Antas, rio, bacia - Rio Grande do Sul. 2. Peixes de água doce, Assembleia de - Reservatórios - Impactos - Antas, rio, bacia - Rio Grande do Sul. 3. Bacia hidrográfica Taquari-Antas - Rio Grande do Sul - Reservatórios - Impactos - Peixes, Assembleia de. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.63272098165

JOÃO DIRÇO LATINI

**Alterações na assembleia de peixes antes e após a construção de barragens com trecho de vazão reduzida no rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil**

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

COMISSÃO JULGADORA

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

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui  
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

Dr.<sup>a</sup> Harumi Irene Suzuki  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho  
PEA/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovado em: 30 de outubro de 2019.

Local da defesa: Auditório do Nupélia, Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho  
à minha família  
e amigos,  
especialmente ao Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho,  
pelo exemplo de dedicação e devoção a Ciência

## AGRADECIMENTOS

À Deus.

À minha família, pelo incentivo e carinho que sempre me ofereceram.

À Limnobios Consultoria em Ambientes Aquáticos e à Ceran – Companhia energética rio das Antas pela viabilização e disponibilização dos dados para este trabalho.

À equipe de campo e laboratório da Limnobios pelo esforço e apoio intenso na execução dos trabalhos, mesmo em dias de muita chuva e muito frio, com responsabilidade e dedicação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) e aos professores pelo conhecimento adquirido.

Ao Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho e Dr.<sup>a</sup> Karla Daniela Gaspar da Luz Agostinho, pelo apoio e incentivo ao longo desses anos.

Ao meu orientador Luiz Carlos Gomes por me acolher, incentivar, orientar, apoiar do início ao fim deste trabalho.

À Matheus Baumgartner por me ajudar com a estatística do trabalho, pelas conversas, revisões e ideias.

Agradeço aos bibliotecários da Biblioteca Setorial do Nupélia, Maria Salete Ribelatto Arita e João Fábio Hilldebrandt.

À Elizabete Custódio da Silva e a Jocemara Celestino dos Santos pela dedicação, carinho e paciência.

Ao setor de Ictiologia do Museu de Ciência e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, em especial aos doutores Zilda Margarete S. de Lucena e Carlos Alberto S. de Lucena pela identificação dos peixes.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), pelas disciplinas e todo conhecimento ofertado.

Aos servidores e professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) e do Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura (Nupélia).

Aos meus colegas do Mestrado/Doutorado das turmas entre 2015/2019, pela amizade, trabalhos e principalmente pelo grande respeito.

# **Alterações na assembleia de peixes antes e após a construção de barragens com trecho de vazão reduzida no rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil**

## **RESUMO**

A crescente demanda de energia elétrica e o esgotamento do potencial disponível nos cursos de água maiores tem levado muitos países a construírem hidrelétricas em rios de menor porte, cujo desenho geralmente inclui um trecho de vazão reduzida. Esses barramentos podem levar a alterações relevantes no fluxo e dinâmica da água e, conseqüentemente, na biota original. O objetivo desse estudo foi investigar os efeitos de barramentos em série sobre as assembleias de peixes do rio das Antas (Barragens: Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho), na bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas, Rio Grande do Sul, usando um delineamento “Before-after control-impact” (BACI), ou seja, com coletas antes e após a formação dos reservatórios. Especificamente, foram avaliados alguns atributos (abundância, riqueza, diversidade de Shannon e a equitabilidade) e a estrutura das assembleias de peixes, em três estações de amostragens, localizadas a jusante, no reservatório e a montante de cada reservatório. Constatou-se variações na abundância, riqueza de espécies e diversidade de Shannon, nos três reservatórios, sempre com maiores valores imediatamente após a formação dos reservatórios. Variações também foram verificadas entre as estações de amostragens, com maiores valores a jusante das barragens. As modificações na estrutura (composição e abundância) das assembleias, após os represamentos, foram relevantes e mais acentuadas a jusante, seguidas daquelas do reservatório e de montante. As alterações não foram mais acentuadas, provavelmente devido ao fato de o regime hidrológico do rio das Antas funcionar por ondas que, em muitas vezes, faz com que a água passe por cima da barragem. O aumento da riqueza parece decorrer de processos distintos nas estações de amostragens. Para o trecho de vazão reduzida, a jusante das barragens, o aumento pode ser atribuído a um acúmulo de peixes imediatamente abaixo da barragem. Para o reservatório, decorrente das amostragens serem conduzidas na região litorânea do reservatório, durante o período de ressurgimento trófico, que geralmente apresenta um maior número de espécies. Finalmente, para a parte mais superior deve ser resultado da maior movimentação de peixes nesse trecho deve-se a manutenção parcial das condições pristinas.

**Palavras-chave:** Rio das Antas. Reservatórios em série. Impactos de reservatórios. Assembleia de peixes.

## **Fish assemblage alterations before and after the constructions of dams with reduced flow stretch in the Antas River, Rio Grande do Sul, Brazil.**

### *ABSTRACT*

The demand for electricity around the world has led several countries to construct and to plan more damming in rivers. Nowadays, even small and medium sized rivers are considered for the construction of dams, forming small to medium sized reservoirs, including a reduced flow stretch, once turbines are usually located downriver far from the dam. The purpose of this study was to investigate the effects of small to medium sized reservoirs on fish assemblages, using a Before-After Control-Impact (BACI) design, which includes sampling before and after dammings. Reservoirs were in the cascade of the Antas River (Castro Alves, Monte Claro and 14 de Julho dams and associated reservoirs). Specifically, alterations in the selected attributes (abundance, species richness, Shannon diversity index and evenness) and in the structure of fish assemblages were evaluated. Samples were conducted before and after reservoir filling, in three sampling stations of each reservoir, one located downstream (along the reduced flow stretch), another in the reservoir (lentic area) and the other above the reservoir (lotic stretch). For the collected data, in the three reservoirs, there were variation in abundance, species richness and Shannon diversity Index, always with greater values after the formation of the reservoirs. There were also variations for the sampling sites, with greater values of abundance and species richness downstream the dams. Variations in the structure of fish assemblages, due to the formation of the reservoirs, were also relevant. These variations were more intense in the station located below the dams, followed by the one located inside the reservoir and the one located upstream. The alterations appeared to be lessened because the hydrologic regime of the Antas River works as waves, in which, several times, the wave may pass over the dam, increasing water level downstream. The increases in species richness in the sites sampled seem to be a result of distinct processes. In the reduced flow stretch downstream dams, the increase may be attributed to the accumulation of fish due the obstacle represented by the dam. For the stations inside the reservoirs, the increases are due to samplings in the littoral zone during the trophic upsurge period; fish are known to inhabit the littoral, especially small characids. Finally, for the stations located upstream may be a result of the intense fish movements in this stretch.

**Keywords:** Antas River. Reservoir cascade. Reservoir impacts. Fish assemblages.



Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *River Research and Applications*. Disponível em:<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/\(ISSN\)1535-1467/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/(ISSN)1535-1467/homepage/ForAuthors.html)>

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	13
<b>2.1 Área de estudo</b> .....	13
<b>2.2 Coleta de peixes</b> .....	13
<b>2.3 Análise de dados</b> .....	16
2.3.1 Atributos da assembleia de peixes .....	17
2.3.2 Estrutura da assembleia de peixes .....	18
2.3.3 Padrões de abundância das espécies.....	19
<b>3 RESULTADOS</b> .....	20
<b>3.1 Atributos</b> .....	20
<b>3.2 Estrutura da assembleia</b> .....	22
<b>3.3 Espécies</b> .....	24
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	26
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	30
<b>REFERENCIAS</b> .....	30
<b>APÊNDICE A</b> - Lista de espécies registradas na área de influência dos... .....	<b>37</b>
<b>APÊNDICE B</b> - Variação das vazões nas barragens do Complexo Energético Rio das Antas... .....	40
<b>ANEXO A</b> – Lista de artigos publicados durante o desenvolvimento do Doutorado ...	41

## 1 INTRODUÇÃO

Visando atender à crescente demanda mundial por energia, muitas barragens visando a geração de energia hidrelétrica estão sendo planejadas, construídas ou entrarão em operação na próxima década, principalmente em países emergentes como Brasil e China (Grill *et al.*, 2015; Winemiller *et al.*, 2016). Apesar de serem assumidas como fontes limpas de energia, barragens implicam em modificações relevantes na paisagem, transformando rios em reservatórios, alterando o fluxo de água e, conseqüentemente, modificando de maneira permanente os ecossistemas terrestres e aquáticos associados (Ward e Stanford, 1995; Tundisi *et al.*, 1999; Friedl e Wüest, 2002; Müller *et al.*, 2008). Dependendo da configuração das estruturas hidráulicas, as vazões vertidas pela barragem podem ser consideravelmente reduzidas em alguns trechos (Anderson *et al.*, 2006; Lees *et al.*, 2016; Borba *et al.*, 2019; Souza-Cruz-Buenaga *et al.*, 2019). Além disso, os barramentos envolvem fragmentação dos rios e riachos, impondo barreiras físicas à movimentação de organismos aquáticos, como os peixes (Nilsson *et al.*, 2005; Pelicice e Agostinho, 2008; Pelicice *et al.*, 2015), ou podem conectar ecorregiões com ictiofaunas distintas (Gido *et al.*, 2002; Júlio Jr. *et al.*, 2009; Gubiani *et al.*, 2010; Vitule *et al.*, 2012). As mudanças profundas na dinâmica da água e na hidrologia dos rios têm como consequência inevitável as alterações nos processos físicos e químicos que asseguram o funcionamento dos ecossistemas fluviais (Poff *et al.*, 1997), com efeitos negativos sobre seus atributos e serviços, tanto à montante como a jusante da barragem (Agostinho *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2018).

Os impactos decorrentes dos barramentos, sobre as assembleias de peixes, têm sido extensamente documentados em ambientes tropicais e subtropicais, como a América do Sul (Agostinho *et al.*, 1999, 2007, 2016; Petrere Jr., 1996; Santos *et al.*, 2017; Pelicice *et al.*, 2018). Esses incluem grandes alterações na estrutura das assembleias de peixes que ocupam os novos ambientes, em relação àquelas que ocupavam o rio antes do barramento. Dentre as mais afetadas negativamente estão as espécies migradoras, que necessitam de grandes trechos livres de barramentos para completar seu ciclo de vida (Hoeinghaus *et al.*, 2009; Petesse e Petrere Jr., 2012; Santos *et al.*, 2017; Pelicice *et al.*, 2018). Por outro lado, as espécies mais favorecidas pela formação dos reservatórios são aquelas com pré-adaptações ao novo ambiente, geralmente oportunistas, com hábitos alimentares mais generalistas e estratégias de vida simplificadas, além de espécies exóticas, que podem

dominar as assembleias de peixes em reservatórios (Agostinho *et al.*, 1999; Pelicice e Agostinho, 2009; Britton e Orsi, 2012; Vitule *et al.*, 2012).

A saturação no número de represas em locais com maiores potenciais para geração de energia hidrelétrica, nas grandes bacias hidrográficas brasileiras, principalmente nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, levou à proliferação de usinas com potencial de geração menor, que operam geralmente em rios de menor porte (Agostinho *et al.*, 2007). Algumas usinas hidrelétricas aproveitam a declividade do relevo em áreas de planalto para aumentar a sua capacidade de geração, promovendo a adução da água da represa, por tuneis e canais, até a casa de força, dando origem a um trecho de vazão reduzida (Anderson *et al.*, 2006; Borba *et al.*, 2019; Souza-Cruz-Buenaga *et al.*, 2019) e favorecendo o potencial hidrelétrico por elevar o desnível (McManamay *et al.*, 2016).

Embora os trechos de vazão reduzida (TVR) sejam mais frequentes em usinas de pequeno e médio porte, cabe destacar que eles são extensivos também a algumas usinas hidrelétricas de grande porte, como a de Belo Monte na bacia Amazônica (rio Xingu), na qual o TVR tem cerca de 100 km (Lees *et al.*, 2016; Souza-Cruz-Buenaga *et al.*, 2019). Esses TVRs, devido ao menor volume de água, concentram peixes que seguem rio acima e torna-os mais susceptíveis às capturas (Borba *et al.*, 2019). Porém, em rios de pequeno ou médio porte, de planalto, o fluxo de água geralmente apresenta variações bruscas, decorrente das chuvas nas partes superiores da bacia de drenagem, funcionando de forma similar ao efeito de onda (Humphries *et al.*, 2014). Uma vez que as barragens nesses rios, geralmente são baixas, existe a possibilidade de a água passar por cima da barragem, ou seja, o efeito de onda não é totalmente removido, o que pode atrair, ainda mais, peixes ao TVR.

O objetivo desse estudo foi investigar os efeitos de pequenos reservatórios, localizados em rios de planalto, sobre as assembleias de peixes. A abordagem utilizada não considera os reservatórios como entidades isoladas, que respondem de forma distinta às perturbações ligadas ao represamento. Ao contrário, é assumido que, devido ao fato de estarem localizados no mesmo rio (em cascata) e compartilharem de ictiofauna original similar, as assembleias tenderão a responder da mesma maneira aos represamentos, não sendo esses considerados como fonte de variação. Então, é esperado que, em todos os reservatórios, haverá diferenças entre os períodos anteriores e posteriores ao represamento (locais controle e impactado), sendo essa maior no ambiente do reservatório (área represada) e que, devido a presença de trecho de vazão reduzida (TVR), também

será verificada alterações relevantes no trecho a jusante da barragem, que podem ser minimizadas pelo efeito de onda (Humphries *et al.*, 2014). Especificamente, foram avaliados os atributos (abundância, riqueza, diversidade de Shannon e a equitabilidade) e a estrutura das assembleias, antes e depois do enchimento dos reservatórios, nas estações localizadas a jusante (TVR), no reservatório (lêntico), ambos impactados pela formação dos reservatórios, e acima do mesmo (remanso), considerado o controle, pois está localizado no trecho lótico do rio.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

Este estudo foi realizado no Rio das Antas, localizado na bacia hidrográfica Taquari-Antas, Rio Grande do Sul, Brasil, que corre por cerca de 390 km, no sentido Nordeste-Sudoeste, com uma declividade média de 3,1 m/km (Lorentis, 2004). No trecho objeto deste estudo (baixo Rio das Antas; 207 km de extensão), foram construídas três barragens em cascata, que cobrem um trecho de aproximadamente 100 km e pertencem ao Complexo Energético Rio das Antas - Ceran (Fig. 1). A barragem mais à montante (UHE Castro Alves) foi fechada em janeiro de 2008 e possui um reservatório de 500 ha, com capacidade de gerar 130 MW. A barragem intermediária (UHE Monte Claro) foi fechada em julho de 2004, formando um reservatório de 140 ha, com capacidade para gerar 130 MW. A barragem mais a jusante (UHE 14 de Julho) foi fechada em dezembro de 2008, e possui um reservatório de 660 ha, com capacidade para gerar 100 MW (mais detalhes na Tabela 1). As três barragens possuem estrutura similar, com dutos de adução que conduzem água diretamente da barragem até a casa de força (localizada alguns quilômetros a jusante), atravessando o relevo e aumentando o potencial de geração através do ganho de desnível. Esse “atalho” induz à formação de um trecho de vazão reduzida (TVR) no curso original do rio, entre a barragem e o canal de restituição da casa de força (canal de fuga), caracterizado por reduções drásticas no nível da água.

Tabela 1. Características dos reservatórios pertencentes ao complexo energético Rio das Antas - Ceran, Rio Grande do Sul, Brasil (TVR: Trecho de Vazão Reduzida).

<b>Reservatório</b>	<b>Castro Alves</b>	<b>Monte Claro</b>	<b>14 de Julho</b>
Potência Instalada (MW)	130	130	100
TVR-Vazão mínima (m <sup>3</sup> /s)	17,00	18,60	28,22
Altura máxima barragem (m)	45	25	37
Comprimento da barragem (m)	350	250	281
Volume máximo normal (m <sup>3</sup> )	91,77×10 <sup>6</sup>	11,28×10 <sup>6</sup>	55,18×10 <sup>6</sup>
Profundidade máxima (m)	45	25	26
Área inundada (ha)	500	140	660
Comprimento do reservatório (km)	26	18	30
Comprimento do TVR (km)	16	11	11

## 2.2 Coleta de peixes

Os peixes foram coletados de maneira padronizada, com redes de espera de malhas simples (tamanhos de malha variando entre 2,4 e 14,0 cm, entre nós não-adjacentes) de 10 m de comprimento, instaladas nas regiões litorâneas de cada local de amostragem, expostas por 16 h (das 16:00 h às 8:00 h). Na área de influência e em cada reservatório, foram escolhidos pontos de amostragem à montante da influência da barragem (aqui denominado REM), no corpo do reservatório (LEN) e a jusante (JUS; Fig. 1). Depois de cada amostragem, os peixes foram anestesiados, eutanasiados e fixados em formol (4%). Exemplares das espécies capturadas (licenças nº 18/2005 RS IBAMA, 25/2007 RS IBAMA, 33/2007 RS IBAMA, 4585/2012 FEPAM, 4596/2012 FEPAM e 4634/2012 FEPAM) foram encaminhados ao Museu de Ciência e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC-RS) para confirmação de identificação e depósito de testemunhos. Como as amostragens foram padronizadas, as abundâncias de peixes amostrados foram consideradas como o número de indivíduos por local e mês (por amostra).

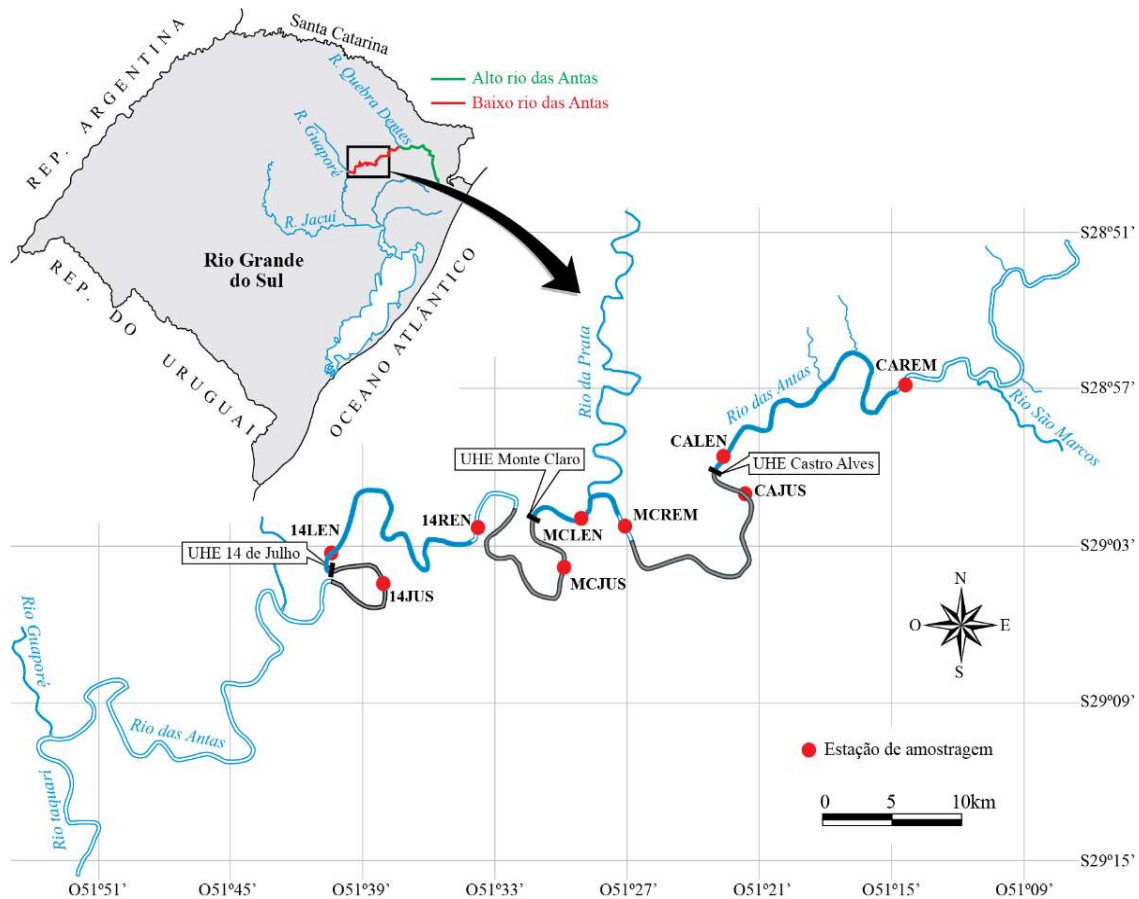


Figura 1. Mapa mostrando as barragens e os locais de amostragem. O fluxo do rio segue à Sudoeste (CA: UHE Castro Alves; MC: UHE Monte Claro; 14: UHE 14 de Julho; REM: remanso, a montante do reservatório; LEN: lântico, no reservatório; JUS: jusante da barragem, no trecho de vazão reduzida (TVR).

As amostragens de peixes ocorreram durante aproximadamente 11 anos (setembro de 2002 a julho de 2013), porém, como o fechamento de cada barragem não ocorreu simultaneamente, as amostragens de peixes também ocorreram em escala temporal distinta para os diversos locais (Tabela 2). Embora os intervalos amostrais sejam interrompidos e distintos, todos compreendem os períodos antes e depois do fechamento de cada barragem e as análises consideraram essas condições.

Tabela 2. Período das amostragens realizadas e número de amostras obtidas em cada local e em cada barragem no Rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil, entre setembro de 2002 e julho de 2013 (REM: remanso, a montante do reservatório; LEN: lântico, no reservatório; JUSA: jusante da barragem) (Antes e depois do represamento).

Local	UHE					
	Castro Alves Conclusão: Jan 2008		Monte Claro Conclusão: Jul 2004		14 de Julho Conclusão: Dez 2008	
REM	Set 2007 - Abr 2009		Ago 2004 - Dez 2018		Set 2007 - Abr 2009	
	Abr 2011 - Jan 2012		Jun 2005 - Fev 2006		Abr 2011 - Jan 2012	
	Out 2012 - Jul 2013		Out 2007 - Abr 2009		Out 2012 - Jul 2013	
LEN	Set 2007 - Abr 2009		Nov 2002 - Mar 2003		Set 2007 - Abr 2009	
	Abr 2011 - Jan 2012		Ago 2004 - Dez 2018		Abr 2011 - Jan 2012	
	Out 2012 - Jul 2013		Jun 2005 - Fev 2006		Out 2012 - Jul 2013	
JUS	Set 2002 - Mar 2003		Ago 2004 - Dez 2018		Set 2007 - Abr 2009	
	Set 2007 - Abr 2009		Jun 2005 - Fev 2006		Abr 2011 - Jan 2012	
	Abr 2011 - Jan 2012		Out 2007 - Abr 2009		Out 2012 - Jul 2013	
Out 2012 - Jul 2013		Abr 2011 - Jul 2013				
<b>Número de amostras:</b>						
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
REM	11	18	1	26	13	10
LEN	5	18	6	26	13	10
JUS	5	18	1	26	13	10

### 2.3 Análise de dados

Foi utilizado um protocolo analítico denominado controle-impacto antes-depois (“Before-After Control-Impact” – BACI; Stewart-Oaten *et al.*, 1986; Fig. 2). Essa abordagem requer que cada observação (amostra) seja classificada por dois fatores: um que representa o período (antes-depois) e outro que indica se o local é impactado ou pertence a algum grupo controle (controle-impacto). A abordagem BACI assume que o impacto é evidenciado quando a interação entre esses dois fatores é significativa, ou seja, quando o efeito antes-depois é diferente entre os locais controle e impactados (Fig. 2).

No delineamento amostral das coletas, nos três reservatório, as estações de amostragem podem ser categorizadas como tendo impactos distintos: os locais REM, localizados à montante, ou seja, acima do remanso dos reservatórios, não sofrem influência direta do barramento e conservam algumas características do rio original; os locais LEN, localizados próximos as barragens, são impactados pela mudança na dinâmica da água com o enchimento do reservatório, ou seja, houve conversão de ambientes lóticos em lânticos; e, finalmente, os locais JUS, localizados a jusante das barragens, são impactados pela redução no fluxo de água, pois estão no TVR (Fernando e Holčik, 1991; Agostinho *et al.*, 2008). Portanto, as amostragens nos três reservatórios



permitiram comparações controle-impacto (REM vs. LEN e REM vs. JUS) e impacto-impacto (LEN vs. JUS).

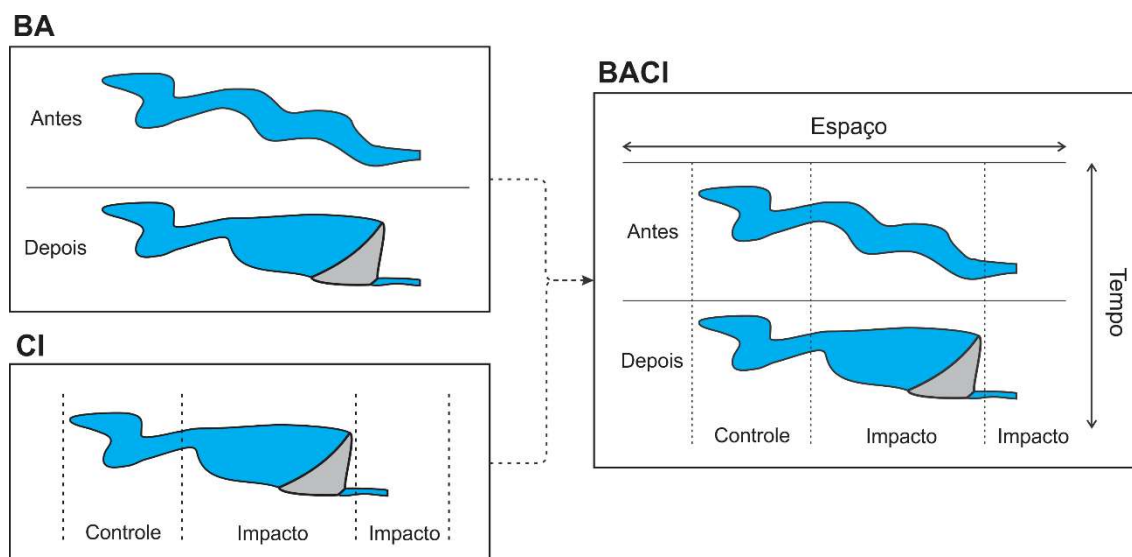


Figura 2. Representação esquemática dos fatores usados no protocolo analítico denominado antes-depois (BA) controle-impacto (CI), no protocolo de mesmo nome, ou seja, controle-impacto antes e depois (“Before-after control-impact” – BACI), para os dados coleados nos reservatórios de Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho.

Antes de prosseguir com as análises, a escala temporal de cada amostra foi redimensionada. Dessa maneira, o ano e mês do fechamento de cada reservatório foi considerado, em uma escala numérica, como tempo zero. Assim, as amostragens na fase pré-represamento foram categorizadas com valor negativo e, aquelas pós-represamento, com valores positivos. Essa conversão remove o efeito das diferenças nos períodos amostrais em relação aos barramentos e permite a análise de séries de forma paralela pelas abordagens a seguir. Todas as análises foram feitas no software R (R Core Team, 2019).

### 2.3.1 Atributos da assembleia de peixes

A matriz de dados, com amostras nas linhas e espécies nas colunas, foi usada para calcular a abundância de indivíduos ( $Ab$ ), a riqueza de espécies ( $S$ ; número de espécies), a diversidade de espécies, expressa pelo índice de Shannon ( $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$ ), onde  $p_i$  é a proporção de indivíduos da espécie  $i$  na amostra (Magurran, 1988), e a equitabilidade ( $E = H' / \log S$ ), que quantifica a equidade na proporção de indivíduos de

cada espécie (Pielou, 1969). Foram utilizadas regressões múltiplas para aplicar o protocolo BACI, a cada uma das variáveis-resposta descritoras das assembleias de peixes ( $Ab$ ,  $S$ ,  $H'$  e  $E$ ). Para isso, foram utilizados os Modelos Mistos Lineares Generalizados (“Generalized Linear Mixed Models” – GLMM; Bolker *et al.*, 2009), tendo como efeitos fixos as variáveis categóricas Período (antes/depois), Local [REM (controle), LEN e JUS (impactos)], bem como a interação entre eles.

Uma variável contendo o reservatório ao qual pertencem os locais de amostragens foi incluída como efeito aleatório, no intercepto dos modelos, para controlar possíveis efeitos de idiosincrasias relacionadas aos barramentos sobre as variáveis-resposta (Zuur *et al.*, 2009). Os parâmetros dos GLMMs foram estimados usando a Quasi-Verossimilhança Penalizada (“Penalized Quasi-Likelihood”), considerando distribuições de erro Gaussianas e incluindo uma estrutura de autocorrelação temporal (AR (1)), uma vez que os dados são oriundos de séries temporais. Essa análise foi realizada com a função “glmmPQL” do pacote “MASS” (Venables e Ripley, 2002). Foi utilizado o método descrito por Nakagawa e Schielzeth (2013) para quantificar a variância explicada pelos efeitos fixos dos modelos ajustados ( $R_m^2$ ).

### 2.3.2 Estrutura da assembleia de peixes

De acordo com os objetivos propostos, também foi avaliada a correspondência entre a estrutura da assembleia de peixes e o efeito das mudanças decorrentes da construção dos barramentos, considerando os diferentes locais impactados. O protocolo BACI foi aplicado através de uma Análise Permutacional de Covariância (perMANCOVA; Anderson, 2001), para testar se a estrutura da assembleia diferiu significativamente considerando os fatores Período, Local e a interação entre eles; a identidade do reservatório foi incluída como covariável no modelo. A perMANCOVA é análoga à tradicional MANCOVA paramétrica, porém é mais flexível em relação ao pressuposto de independência entre as amostras (Anderson, 2001). As permutações da perMANCOVA foram restringidas, utilizando a identidade dos reservatórios, o que é indicado para controlar o efeito de delineamentos amostrais não balanceados (argumento “strata”; Anderson *et al.*, 2008). O pressuposto de homogeneidade das dispersões entre os grupos, preferível sob essa abordagem, foi atingido considerando o Teste Permutacional para Dispersões Multivariadas (PERMDISP; Anderson, 2006), com 4.999 permutações (pseudo- $F_{(2,224)} = 0,52$ ;  $p = 0,75$ ). Os testes par-a-par para os fatores com

diferenças significativas, sugeridas pela perMANCOVA, foram conduzidos usando 999 permutações e correção de Bonferroni para múltiplas comparações.

Para identificar as tendências nas abundâncias das espécies entre os períodos e locais amostrados, foi aplicada uma Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP; Anderson e Willis, 2003). A CAP é um método de redução de dimensionalidade multivariada adequado para identificar eixos que melhor separam grupos determinados previamente (e.g., períodos e locais). Após a identificação desses eixos principais, coeficientes de correlações de Spearman foram calculados entre os eixos da CAP e a abundância de cada espécie na matriz de dados. Espécies mais correlacionadas (positiva ou negativamente) sugerem mudanças na abundância, seguindo o gradiente genérico determinado por cada eixo.

Os procedimentos perMANCOVA, PERMDISP e CAP foram aplicadas sobre uma matriz de dissimilaridade construída a partir da matriz de abundância das espécies, utilizando o coeficiente de Bray-Curtis. Essas análises foram realizadas com as funções “vegdist”, “adonis”, “betadisper”, “permutest” e “capscale” do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2019).

### 2.3.3 Padrões de abundância das espécies

Em uma abordagem mais profunda, também foi aplicado o protocolo BACI para cada espécie, individualmente, que procedeu em duas etapas. Na primeira, foi aplicada uma abordagem Bayesiana para estimar as diferenças médias na abundância entre os períodos, para cada espécie (McCarthy, 2007). Essa etapa correspondeu ao aspecto antes-depois da abordagem BACI e revelou aquelas espécies que apresentaram alterações significativas na abundância entre os períodos. Escolhemos a estatística Bayesiana porque os valores de abundância são inteiros positivos e sugerem uma distribuição de Poisson, mas os indivíduos de peixes se organizam espacialmente em cardumes (Jackson *et al.*, 2001) e não aleatoriamente, como a distribuição assume. Portanto, foi utilizado um modelo hierárquico para incorporar distribuições agrupadas e modelar a probabilidade de as capturas serem realizadas considerando cardumes (como em Larson *et al.*, 2018). A partir dessa etapa, as espécies cujos intervalos de confiança (IC: 5% - 95%) da diferença média entre os períodos não incluíam o valor zero, foram identificadas como tendo alterações significativas após os barramentos. Esse procedimento foi realizado com o pacote “rjags” (Plummer, 2018).

A segunda etapa correspondeu ao aspecto controle-impacto da abordagem BACI. Nesta etapa, foram comparadas as sobreposições dos ICs das diferenças entre os períodos, considerando os diferentes locais, mas sempre controlando para que as comparações fossem feitas analisando a mesma espécie e a mesma barragem. Esse procedimento filtrou as comparações da etapa anterior para restringir os resultados às comparações espaciais e temporais plausíveis. Como mencionado anteriormente, o delineamento amostral permitiu tanto comparações controle-impacto como impacto-impacto. As espécies identificadas pela primeira etapa apresentaram mudanças significativas após os barramentos, enquanto as espécies identificadas após as duas etapas foram descritas como efetivamente representativas do padrão esperado pela abordagem BACI.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Atributos

Durante o período de coletas, os indivíduos capturados pertenceram a 56 espécies. Entre os reservatórios, aquele com maior porcentagem de indivíduos capturados foi Monte Claro (38,6 %), com 41 espécies, seguido de Castro Alves (31,2 %) com 49 espécies e, finalmente, 14 de Julho (30,2 %) com 53 espécies. Em relação aos tipos de ambiente em cada reservatório, aquele com maior porcentagem de indivíduos capturados foi LEN (37,6 %), com 48 espécies, seguido de JUS (31,9 %), com 51 espécies e, finalmente, REM (30,5 %), com 50 espécies (mais detalhes no APÊNDICE A).

Considerando os modelos de regressão (GLMMs), a interação entre os fatores (Período \* Local) não foi significativa para nenhum atributo da assembleia de peixes (Tabela 3). Para a abundância (CPUE;  $Ab$ ), o fator Período foi significativo, com abundâncias maiores registradas no período após a construção das barragens (Fig. 3A). Os fatores Período e Local foram ambos significativos para a riqueza de espécies ( $S$ ). Para o fator Período, os maiores valores de riqueza também foram encontrados após a formação do reservatório (Fig. 3B). Para o fator Local, os testes post-hoc identificaram diferenças significativas entre os locais REM e JUS ( $Z = -2,43$ ;  $P = 0,04$ ). Em relação ao índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), apenas o fator Período foi significativo, com maiores valores também para o período posterior à formação do reservatório (Fig. 3C). Já para a equitabilidade ( $E$ ), nenhum fator foi identificado como apresentando diferenças significativas. Os modelos não apresentaram tendências visuais nos resíduos.

Tabela 3. Resultados dos Modelos Mistos Lineares Generalizados (GLMMs) aplicados sobre os atributos da assembleia de peixes do Rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil. Os fatores fixos foram Período (antes e depois), Local (REM, LEN e JUS) e a interação. O reservatório ao qual os locais amostrais pertenciam foi incluído como fator aleatório.

Atributo	Fator	$\chi^2$	g.l.	P
Abundância ( $Ab$ ) $R_m^2 = 0,12$ $\phi = 0,20$	Período	17,01	1	< 0,01
	Local	2,80	2	0,25
	Período * Local	4,28	2	0,12
Riqueza de espécies ( $S$ ) $R_m^2 = 0,12$ $\phi = 0,18$	Período	14,78	1	< 0,01
	Local	8,40	2	0,01
	Período * Local	1,19	2	0,55
Diversidade de Shannon ( $H'$ ) $R_m^2 = 0,06$ $\phi = 0,13$	Período	6,28	1	0,01
	Local	3,17	2	0,20
	Período * Local	1,55	2	0,46
Equitabilidade ( $E$ ) $R_m^2 = 0,05$ $\phi = 0,15$	Período	0,77	1	0,38
	Local	0,49	2	0,78
	Período * Local	3,23	2	0,20

O coeficiente de determinação ( $R_m^2$ ) representa a variância explicada pelos efeitos fixos dos modelos ajustados. O range ( $\phi$ ) representa o parâmetro de autocorrelação temporal AR(1).

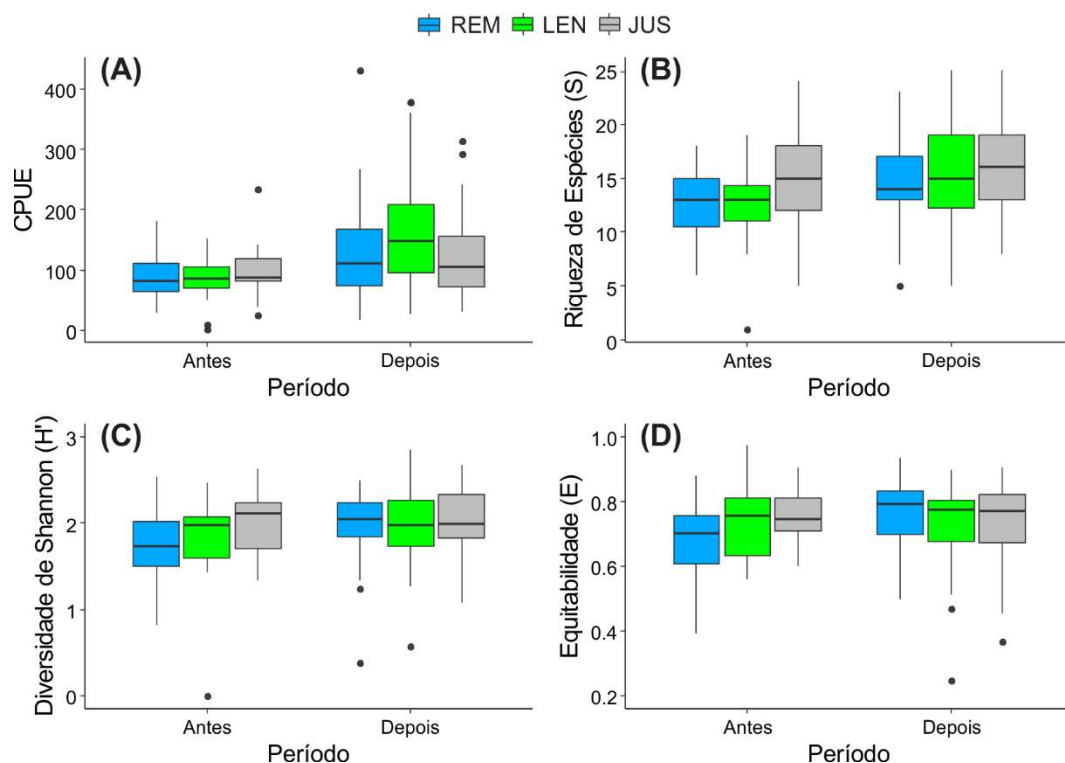


Figura 3. Boxplots representando as variações dos atributos das assembleias de peixes (medianas e quartis 25% e 75%) e os fatores Período (antes e depois) e Local (REM, LEN e JUS). A = abundância-CPUE ( $Ab$ ), B = riqueza de espécies ( $S$ ), C = índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e D = equitabilidade ( $E$ ). Ouliers também são representados como círculos cheios.

### 3.2 Estrutura da assembleia

A perMANCOVA identificou diferenças significativas em relação aos fatores Período (pseudo- $F_{(1,222)} = 12,98$ ;  $P < 0,01$ ), Local (pseudo- $F_{(2,222)} = 4,34$ ;  $P < 0,01$ ) e à interação Período \* Local (pseudo- $F_{(2,222)} = 2,27$ ;  $P < 0,01$ ). A covariável Reservatório não foi significativa (pseudo- $F_{(2,222)} = 5,36$ ;  $P = 0,48$ ). O fato de a interação ter sido significativa indica que o efeito esperado, sob a abordagem BACI, foi observado e que a formação dos reservatórios teve consequências efetivas e distintas, dependendo do período e local avaliado. Os testes par-a-par, para a interação Período \* Local, indicaram que todos os locais (REM, LEN e JUS) apresentaram alterações significativas após a formação dos reservatórios ( $P$  médio  $< 0,01$ ). Analisando apenas o período anterior aos reservatórios (fase Pré), todos os locais apresentaram assembleias com composição similar entre si ( $P$  médio  $> 0,90$ ). Porém, no período após a formação dos mesmos, houve diferenças significativas entre LEN e JUS (pseudo- $F = 8,92$ ;  $P = 0,01$ ) e REM e JUS (pseudo- $F = 3,90$ ;  $P = 0,01$ ), e marginalmente significativas entre REM e LEN (pseudo- $F = 2,56$ ;  $P = 0,07$ ).

Os dois primeiros eixos da CAP resumiram 82,11% da variação ajustada e 24,38% da variação total dos dados (Fig. 4). Em relação a variabilidade, as amostras dos locais LEN apresentaram maior dispersão multivariada (Fig. 4; painel central), conseqüentemente maior variabilidade na composição das assembleias, enquanto as amostras dos locais JUS foram mais similares entre si (Fig. 4; painel da direita). Claramente, houve uma tendência de separação entre os períodos antes e depois da formação dos reservatórios, com escores maiores no eixo CAP1, para as amostras que representam o período que sucedeu a construção das barragens. O eixo CAP2 resumiu variações espaciais entre as amostras, com escores maiores para os locais REM, intermediários para LEN e menores para os locais JUS (Fig. 4).

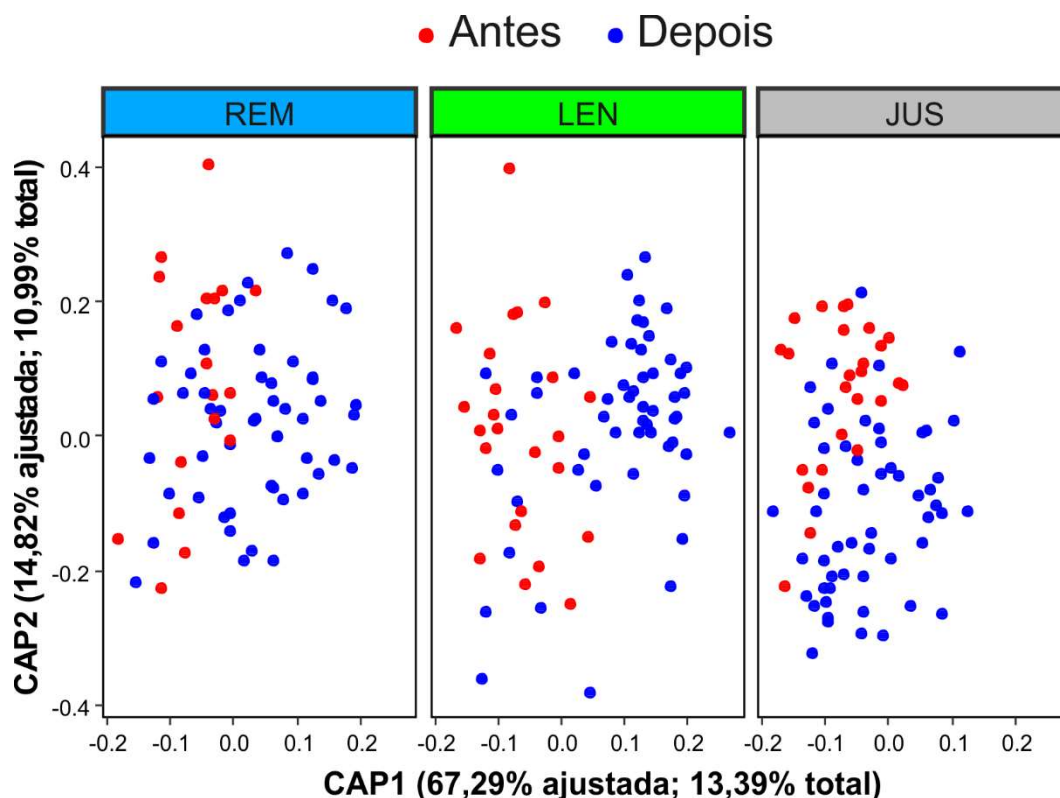


Figura 4. Resultados da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) aplicada à assembleia de peixes do Rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil. A ordenação está separada em três painéis representando cada um dos tipos de locais amostrados (REM, LEN e JUS), para melhor visualização.

As correlações de Spearman entre os eixos da CAP e a abundância das espécies identificaram 33 espécies significativamente correlacionadas com pelo menos um dos eixos (Tabela 4). Com o CAP1, 15 das 26 espécies estiveram correlacionadas positivamente, especialmente *Steindachnerina biornata*, *Gymnogeophagus gymnogenys* e *Hyphessobrycon luetkenii*. Essas espécies apresentaram aumento nas abundâncias no período posterior à formação dos reservatórios. As 11 espécies correlacionadas negativamente tiveram suas maiores abundâncias registradas no período antes da formação dos reservatórios, com destaque para *Hemiancistrus punctulatus* e *Glanidium* sp. Já com o CAP2, apenas três das 15 espécies significativamente correlacionadas com esse eixo tiveram valores positivos, sugerindo maiores capturas nos locais REM, a exemplo de *Astyanax henseli*. Porém, 12 espécies estiveram correlacionadas negativamente com o CAP2, indicando maiores abundâncias nos locais JUS, com destaque para *H. punctulatus* e *Oligosarcus jenynsii*.

Tabela 4. Valores das correlações de Spearman entre a abundância das espécies e os eixos da CAP.

<i>Espécies</i>	<i>CAP1</i>	<i>CAP2</i>
<i>Ancistrus brevipinnis</i>	-0,19	-0,27
<i>Ancistrus sp.</i>		-0,11
<i>Astyanax dissensus</i>	0,29	
<i>Astyanax henseli</i>		0,53
<i>Astyanax lacustris</i>	0,32	-0,22
<i>Astyanax procerus</i>	0,21	
<i>Astyanax sp. 4</i>	-0,27	
<i>Astyanax sp. 5</i>	0,16	
<i>Astyanax xiru</i>	0,27	
<i>Briconamericus iheringii</i>	-0,15	-0,14
<i>Charax stenopterus</i>	0,39	0,25
<i>Crenicichla lepidota</i>	0,24	
<i>Crenicichla punctata</i>		-0,25
<i>Cyphocharax voga</i>	-0,17	
<i>Glanidium sp.</i>	-0,37	
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	0,47	
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>		-0,17
<i>Hemiancistrus punctulatus</i>	-0,56	-0,48
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	0,40	
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	0,47	
<i>Hypopobrycon sp.</i>	-0,13	
<i>Hypostomus aspilogaster</i>		-0,15
<i>Hypostomus commersoni</i>	0,30	
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	-0,15	
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,40	-0,30
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,28	0,25
<i>Pimelodus nigribarbis</i>	0,22	
<i>Rhamdella eriarcha</i>		-0,14
<i>Rhamdia quelen</i>	-0,11	-0,14
<i>Rineloricaria cadeae</i>		-0,12
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>	-0,12	
<i>Steindachnerina biornata</i>	0,87	
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-0,11	

### 3.3 Espécies

Ao analisar cada espécie individualmente, em 36 casos, elas apresentaram alterações significativas entre os períodos antes e depois da formação dos reservatórios (Fig. 5). Desses casos, 30 tiveram mudanças positivas, indicando aumento na abundância no período posterior aos barramentos, enquanto seis exibiram redução. As espécies que mais frequentemente apresentaram diferenças significativas entre os períodos antes e



depois da formação dos reservatórios foram *Steindachnerina biornata*, *Astyanax lacustris*, *Hoplias aff. malabaricus*, *Oligosarcus robustus*, *Oligosarcus jenynsii* e *Hyphessobrycon luetkenii*, todas com diferenças positivas, representando aumento nas abundâncias no período após a formação dos reservatórios.

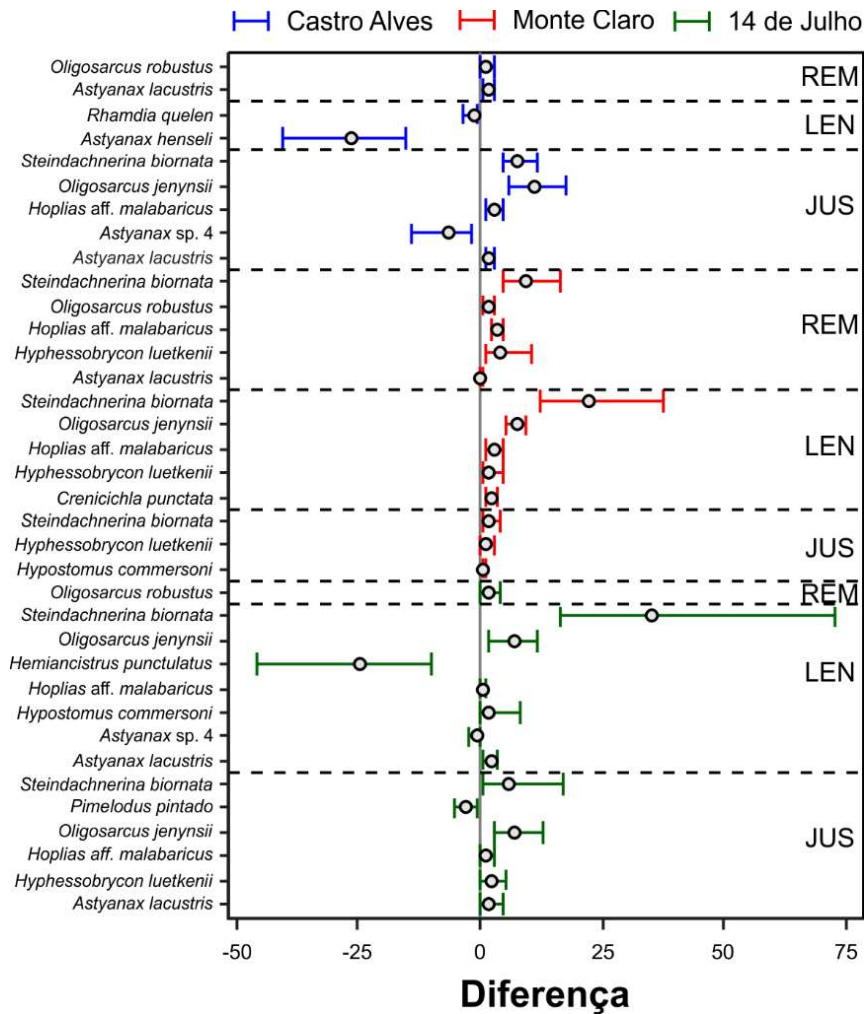


Figura 5. Diferenças entre as abundâncias (CPUE) das espécies nas combinações de locais (REM, LEN e JUS) coletados em cada um dos três reservatórios (Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho) no Rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil. Para esses casos expressos na figura, o intervalo de confiança (5%-95%) não sobrepôs o zero, indicando diferenças significativas entre os períodos antes e depois da construção das barragens.

Considerando as comparações dentro de cada espécie, mas controlando os períodos, locais e reservatórios, as diferenças seguiram os padrões do protocolo BACI apenas em dois casos, ambos com a mesma espécie (*Steindachnerina biornata*) (Tabela 5), considerando comparações controle-impacto e impacto-impacto.

Tabela 5. Casos em que a diferença entre os períodos antes e depois para a espécie em questão seguiu os padrões esperados pelo protocolo antes-depois controle-impacto (“Before-After Control-Impact”; BACI), para a assembleia de peixes do Rio das Antas, Rio Grande do Sul, Brasil, considerando as coletas antes e depois da construção das barragens de Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho.

<b>Espécie</b>	<b>Reservatório</b>	<b>Local 1</b>	<b>Local 2</b>	<b>Tipo</b>
<i>Steindachnerina biornata</i>	Monte Claro	JUS	LEN	Impacto-impacto
<i>Steindachnerina biornata</i>	Monte Claro	JUS	REM	Controle-impacto

#### 4 DISCUSSÃO

Para os dados coletados nos três reservatórios localizados no rio das Antas (Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho), foram constatadas variações na abundância, riqueza de espécies e diversidade de Shannon, sempre com maiores valores nos primeiros anos após a formação dos reservatórios. Variações foram também verificadas entre os locais, com maiores valores a jusante das barragens. Ficou evidente, também, que as modificações na estrutura (composição e abundância) das assembleias após os represamentos foram relevantes, e mais acentuada no segmento jusante (JUS), seguido de reservatório (LEN) e de seu remanso (REM).

As variações nos atributos de assembleias são esperadas em reservatórios (Agostinho *et al.*, 2016), especialmente em relação à abundância, que afeta os valores do índice de Shannon. Estudos conduzidos na bacia hidrográfica Taquari-Antas reportam 119 espécies de peixes (Becker *et al.*, 2013), enquanto Luz-Agostinho *et al.* (2010), com amostragens utilizando diferentes aparelhos de pesca (arrasto, redes de espera, espinheis, tarrafas e pesca elétrica) e explorando diferentes cursos de água do trecho baixo da bacia do rio das Antas, relatam a presença de 70 espécies. Nesse estudo, considerando apenas o trecho onde estão os reservatórios do baixo rio das Antas, foram registradas 56 espécies de peixes. Este menor número de espécies decorre de amostragens realizadas apenas com redes de espera, e em apenas três estações em cada reservatório, todas localizadas na calha principal do rio das Antas.

Os reservatórios estudados apresentam estrutura da barragem semelhantes, fato que deve levar às semelhanças operacionais. Nesses aproveitamentos hidrelétricos, a distribuição das estruturas hidráulicas e a configuração hidrológica é de um tipo particular, mas comum em aproveitamentos localizados em rios menores e de planalto,

como é o caso do rio das Antas. Esses atalhos resultam em trechos com até 16 km de rio com vazão muito restrita, conhecido como trecho de vazão reduzida (TVR). Essa redução na vazão pode promover alterações hidrológicas relevantes no ambiente, levando a modificações na biota (Cada e Zadroga, 1982; Borba *et al.*, 2019; Souza-Cruz-Buenaga *et al.*, 2019).

O aumento da abundância e da riqueza de espécies decorrente da formação de reservatórios não é algo novo, especialmente na área represada (Agostinho *et al.*, 2007, 2008, 2016). Considerando os biótopos amostrados (reservatório, remanso e TVR), esses aumentos parecem, entretanto, decorrer de processos distintos.

Para o TVR, localizado a jusante da barragem (JUS), ou seja, em área altamente impactada pela redução do fluxo decorrente do desvio da barragem, o aumento pode ser atribuído a um acúmulo de peixes face ao obstáculo aos movimentos ascendentes representado pela barragem, conferindo caráter artificial a esse aumento na abundância e na riqueza de espécies, além do fato de serem mais rasas, tornando os peixes mais susceptíveis às capturas. Para rios de porte moderado em planalto, como o rio das Antas, é provável que a ictiofauna apresente pré-adaptações a regimes torrenciais de escoamentos e variações bruscas na vazão (APÊNDICE B). Esses pulsos de cheia intensos e efêmeros parece ser semelhante ao efeito de ondas proposto por Humphries *et al.* (2014), ao descrever os efeitos intermitentes decorrentes de ondas sobre as comunidades de organismos que habitam as regiões litorâneas. Essas grandes flutuações de vazão são subsequentes à ocorrência de chuvas torrenciais, concentrando rapidamente grandes volumes d'água que se propagam em velocidade elevada (FEPAM, 2019), promovendo grandes pulsos de vazão ao longo da bacia hidrográfica. Mesmos com o fechamento das barragens do Complexo Energético rio das Antas (Ceran) e a subtração de parte da vazão para geração de energia elétrica, os pulsos de vazão foram mantidos. Nesses eventos, a água é escoada por cima da barragem (APÊNDICE B), o que leva a aumento pontual na vazão no TVR (para mais detalhes, ver Pimenta *et al.*, 2012). Dessa maneira, no caso do rio das Antas, os reservatórios construídos com TVR permitem a passagem da água pelo vertedouro de soleira livre, sendo esperado que atenuem as descargas repentinas (“flush”) do rio (Sensu Humphries *et al.*, 2014), reduzindo a força de carreamento de peixes e organismos alimento e favorecendo o acúmulo de espécies e indivíduos nesse trecho.

Para a área represada (LEN), o aumento na abundância e na riqueza de espécies, depois da formação de reservatórios, são amplamente descritos na literatura. No caso dos reservatórios aqui estudados, esse aumento parece ser decorrente do fato das amostragens serem conduzidas apenas na região litorânea, sabidamente, onde os peixes se acumulam em áreas de reservatórios, especialmente aqueles com áreas abertas extensas e profundas (Agostinho *et al.*, 1999, 2016; Affonso *et al.*, 2016). Além disso, as amostragens incluíram apenas os primeiros anos após a formação dos reservatórios. Esse período, que difere de reservatório para reservatório, é denominado de ressurgência trófica (“trophic upsurge period”; Kimmel e Groeger, 1986; Kimmel *et al.*, 1990; Petrere Jr e Agostinho, 1993; Agostinho *et al.*, 2007; entre outros), que resulta em uma elevada produtividade, da qual as espécies com pré-adaptações para tomar vantagem dessa situação apresentam incremento considerável na abundância (Fernando e Holčík, 1991; Agostinho *et al.*, 1999; Gomes e Miranda, 2001; Agostinho *et al.*, 2016). Embora seja esperado que a abundância de peixes seja maior em águas represadas, não é esperado que a riqueza de espécie permaneça elevada após o período de heterotrófico (Agostinho *et al.*, 2007).

Finalmente, para a estação localizada acima do reservatório (REM), o aumento deve ser decorrente da manutenção parcial das condições pristinas, facultando que convivam espécies com pré-adaptações para ocupar o ambiente represado e aquelas que demandam ambientes lóticos (Agostinho *et al.*, 2007). Espécies predadoras que ocupam áreas lóticas a montante podem avançar até essas áreas para se alimentarem de forrageiras, que proliferam no reservatório (Agostinho *et al.*, 1999) e, ao mesmo tempo, migradores, especialmente de curta e média distância que ocupam a área represada, devem transitar por esse trecho (Fernando e Holčík, 1991; Agostinho *et al.*, 2007).

Mais importante, as variações na estrutura das assembleias (composição e abundância) também foram relevantes e o protocolo analítico utilizado (BACI) foi robusto para identificá-las. Nesse caso, as maiores alterações foram verificadas em JUS, seguida de LEN e, finalmente, REM (Ver Figura 4, para mais detalhes). Essas variações são esperadas e os processos que levaram ao aumento na abundância e riqueza de espécies, após a formação dos reservatórios, discutida antes, devem ser a explicação para elas. Borba *et al.* (2019) avaliaram os impactos de curto prazo na redução da vazão a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) Castro Alves, antes e após o fechamento dessa barragem, e observaram mudanças distintas na organização espacial das assembleias de peixes, considerando os diferentes habitats usados pelas espécies.

Foram identificadas as espécies que mais contribuíram para explicar as diferenças encontradas após os represamentos, nos três tipos de ambientes (JUS, LEN e REM), para os três reservatórios. Geralmente, as espécies que mais tomam vantagem com a formação de reservatórios, são aquelas de pequeno porte (Curimatidae, Cichlidae e Characidae), ciclo de vida curto e elevada capacidade reprodutiva (como as espécies dos gêneros *Astyanax*, *Hyphessobrycon* e *Steindachnerina*), além de elevada plasticidade alimentar (Araújo Lima *et al.*, 1995; Hahn *et al.*, 1997; Agostinho *et al.*, 1999). Essas espécies, além de outras com características similares, são aquelas com pré-adaptações para se beneficiar do período de ressurgimento trófico. Além disso, são aquelas que vão apresentar maior diferença entre os períodos antes e depois, na área represada. De fato, o BACI, no caso aqui estudado, identificou apenas *Steindachneria biornata* como a espécie que mais apresentou variações entre os períodos anteriores e posteriores ao represamento, considerando as três estações de amostragem (JUS, LEN e REM). Vale ressaltar que, em vários casos, as espécies apresentaram mudanças significativas entre os períodos anteriores e posteriores à formação de reservatório, embora apenas *S. biornata* tenha atendido ao protocolo.

De maneira geral, os impactos decorrentes da formação dos reservatórios analisados foram relevantes, mas resultaram em maior modificação na estrutura (composição e abundância) das assembleias de peixes. Os aumentos na abundância e na riqueza, porém, devem ser transitórios para as estações localizadas acima das barragens (REM), para os três reservatórios. Uma vez finalizado o período de ressurgimento trófico, eles devem diminuir (Agostinho *et al.*, 1999; Miranda e Krogman, 2015; Muniz *et al.*, 2019). Então, os impactos são relevantes e congruentes com outros estudos em outras regiões do Planeta, em reservatórios com área similar. Por exemplo, o modelo de Ziv *et al.* (2012), na bacia hidrográfica do rio Mekong (Ásia), mostra que a construção das barragens nos tributários com TVR promoveria impactos mais severos sobre a biodiversidade de peixes do que os impactos combinados de grandes barragens planejadas para a calha principal do rio. Já no rio Nu, na China, Kibler e Tullos (2013) projetaram os efeitos de pequenas e grandes barragens para produção de energia, e detectaram alteração na qualidade da água, no regime do sedimento e perda de habitats, constatando-se que as pequenas barragens promoveriam mais impactos adversos por megawatt (MW) gerado, do que as grandes barragens, em relação as áreas afetadas da bacia hidrográfica. Assim, podemos afirmar que a combinação das restrições na disponibilidade de habitats e

mudança no fluxo, resultante dos efeitos das pequenas barragens, promovem alterações relevantes nas assembleias de peixes (Jumani *et al.*, 2018). No caso do rio das Antas, as amostragens abrangeram pequenas escalas temporais (até quatro anos após a formação dos reservatórios, que devem ter contribuído para os efeitos positivos observados na abundância e riqueza de espécies; mesmo no TVR), mas com alterações consideráveis na estrutura das assembleias de peixes. Então, o modelo proposto por Humphries *et al.* (2014) parece ser adequado para o entendimento dos efeitos da construção de barragens no rio das Antas, que é muito encaixado. Apesar de ser não objetivo desse estudo, o protocolo analítico utilizado, bem como a padronização da escala temporal, permitiu identificar tendências similares entre os três reservatórios, indicando a possibilidade de esses serem estudados em conjunto, não caso a caso, como é comum na literatura.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme análise dos dados obtidos, destaca-se:

- O modelo proposto por Humphries *et al.* (2014) parece ser adequado para justificar os efeitos positivos na abundância e riqueza de espécies nos ambientes estudados.

- O protocolo analítico utilizado, bem como a padronização da escala temporal, permitiu identificar tendências similares nas assembleias de peixes entre os três reservatórios, indicando a possibilidade de esses serem estudados em conjunto, não caso a caso, como é comum na literatura.

## REFERENCIAS

- Affonso, A. P., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., Message, H. J., Latini, J. D. & 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>
- Agência nacional de águas - ANA. (2019). *HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas*. Disponível em: <[http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes\\_historicas\\_abas.jsf](http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf)>. Acesso em: 31 agosto 2019.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, PR: Eduem.

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Agostinho, A. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Suzuki, H. I. (1999). Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi, J. G. & Straskraba, M. (Eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. (pp. 227-265). Rio de Janeiro: International Institute of Ecology, Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, 68, 1119-1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Anderson, E. P., Freeman, M. C., & Pringle, C. M. (2006). Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and water diversion on Neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, 22(4), 397–411. <https://doi.org/10.1002/rra.899>
- Anderson, M. J. & Willis, T. J. (2003). Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84, 511–525. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0511:CAOPCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0511:CAOPCA]2.0.CO;2)
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Anderson, M., Gorley, R. N., & Clarke, R. K. (2008). *Permanova+ for primer: Guide to software and statisticl methods*. Primer-E Limited. (pp. 214). Plymouth, UK.
- Araujo-Lima, C. A. R. M., Agostinho, A. A. & Fabr e, N. N. (1995). Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J. G., Bicudo, C. E. M. & Matsumura-Tundisi (Eds.), *Limnolgy in Brazil*, (pp. 105-136). Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia.
- Becker, F. G., De Fries, L. C. C., Ferrer, J., Bertaco, V. A., Luz-Agostinho, K. D. G., Silva, J. F. P., Cardoso, A. R., Lucena, Z. M. S. & Lucena, C. A. S. (2013). Fishes of the Taquari-Antas river basin (Patos Lagoon basin), southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73, 79-90. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000100010>
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24, 127-135 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Borba, C. S., Latini, J. D., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2019). Short-term effects in a reduced flow stretch: The case of the Antas River in South

- Brazil. *River Research and Applications*, 35, 386–395. <https://doi.org/10.1002/rra.3415>
- Britton, J. R. & Orsi, M. L. (2012). Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22, 555-565. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9254-x>
- Cada, G. F. & Zadroga, F. (1982). Small-scale hydroelectric power for developing countries: methodology of site-selection based on environmental issues. *Environmental Conservation*, 9(4), 329-338. <https://doi.org/10.1017/s0376892900020865>
- Fernando, C. H., & Holčík, J. (1991). Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. *International Review of Hydrobiology*, 76, 149-167. <https://doi.org/10.1002/iroh.19910760202>
- Friedl, G., & Wüest, A. (2002). Disrupting biogeochemical cycles—Consequences of damming. *Aquatic Sciences*, 64, 55–65. <https://doi.org/10.1007/s00027-002-8054-0>
- Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roess - Fepam. (2019). Qualidade Ambiental - *Região Hidrográfica do Guaíba*. Disponível em: [http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade\\_taquari\\_antas/taquariantas.asp](http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_taquari_antas/taquariantas.asp), Acesso em: 20 setembro 2019.
- Gido, K. B., Guy, C. S., Strakosh, T. R., Bernot, R. J., Hase, K. J., Shaw, M. A. (2002). Long-term changes in the fish assemblages of the big blue river basin 40 years after the construction of Tuttle Creek Reservoir. *Transactions of The Kansas Academy of Science*, 105, 193–208. [https://doi.org/10.1660/0022-8443\(2002\)105\[0193:LTCITF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1660/0022-8443(2002)105[0193:LTCITF]2.0.CO;2)
- Gomes, L. C. & Miranda, L. E. (2001). Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(1), 67–76. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200101/02\)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P)
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A. E., MacDonald, G. K., Zarfl, C., Liermann, C. R. (2015). An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environ. Res. Lett*, 10, 015001. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/015001>
- Gubiani, E. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A. & Baumgartner, G. (2010). Variations in fish assemblages in a tributary of the upper Paraná River, Brazil: A comparison between pre and post-closure phases of dams. *River Research and Applications*, 26(7), 848–865. <http://doi.org/10.1002/rra.1298>
- Hahn, N. S., Fugi, R., Almeida, V. L. L., Russo, M. R. & Loureiro, V. E. (1997). Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes L. C. (Eds.), *Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas para o Manejo*, (pp. 141-162). Maringá, PR: Eduem.
- Hoeinghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., Kashiwaqui, E. A. L. & Winemiller, K. O. (2009). Effects of river



- impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23, 1222–1231. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x>
- Humphries, P., Keckeis, H. & Finlayson, B. (2014). The river wave concept: integrating river ecosystem models. *BioScience*. 64(10), 870–882. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu130>
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 157-170. <https://doi.org/10.1139-cjfas-58-1-157>
- Júlio, H. F., Jr, Dei Tos, C., Agostinho, A. A. & Pavanelli, C. S. (2009). A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*, 7(4), 709–718. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400021>
- Jumani, S., Rao, S., Kelkar, N., Machado, S., Krishnaswamy, J., & Vaidyanathan, S. (2018). Fish community responses to stream flow alterations and habitat modifications by small hydropower projects in the Western Ghats biodiversity hotspot, India. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(4), 979-993. <https://doi.org/10.1002/aqc.2904>
- Kibler, K. M. & Tullos, D. D. (2013). Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. *Water Resources Research*. 49(6), 3104–3118. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20243>
- Kimmel, B. L. & Groeger, A. W. (1986). Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. In: Hall, G. E. & Van, M. J., (Eds.), *Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's*. A National Symposium on Managing Reservoir Fishery Resources. (pp. 103-109). Bethesda, Maryland: Reservoir Committee Southern Division American Fisheries Society.
- Kimmel, B. L., Lind, O. T. & Paulson, J. L. (1990). Reservoir primary production. In: Thorton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne F. E. (Eds), *Reservoir limnology: ecological perspectives*, (pp. 133-193). New York, NY: John Wiley & Sons
- Larson, J. H., Maki, R. P., Vondra, B. A. & Peterson, K. E. (2018). Before-after, control-impact analysis of evidence for the impacts of water level on Walleye, Northern Pike and Yellow Perch in lakes of the Rainy-Namakan complex (MN, USA and ON, CA). *PloS one*. 13(6), e0198612. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198612>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>
- Lorentis, D. G. (2004). *Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas-RS*. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre-RS. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 159p.

- Luz-Agostinho, K. D. G., Latini, J. D., Abujanra, F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2010). *A ictiofauna do rio das Antas: distribuição e bionomia das espécies*. Maringá: Clichetech. 115 p.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurements*. London, UK: Croom Helm. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- McCarthy, M. A. (2007). *Bayesian methods for ecology*. New York, NY/Cambridge, UK: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511802454>
- McManamay, R. A., Oigbokie, C. O., Kao, S. -C., & Bevelhimer M. S. (2016). Classification of US hydropower dams by their modes of operation. *River Research and Applications*, 32(7), 1450–1468. <https://doi.org/10.1002/rra.3004>
- Miranda, L. E. & Krogman, R. M. (2015). Functional age as an indicator of reservoir senescence. *Fisheries*, 40(4), 170-176. <https://doi.org/10.1080/03632415.2015.1007207>
- Müller, B., Berg, M., Yao, Z. P., Zhang, X. F., Wang, D. & Pfluger, A. (2008). How polluted is the Yangtze River? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Science of The Total Environment*, 402(2-3), 232–247. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.049>
- Muniz, C. M., Santos, N. C. L., Baumgartner, M. T., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (2019). Chronological age and reservoir characteristics as predictors of trait composition in Neotropical reservoir fish. *Ecology of Freshwater Fish*, 29(2), 241-251. <https://doi.org/10.1111/eff.12510>
- Nakagawa, S. & H. Schielzeth, (2013). A general and simple method for obtaining R2 from generalized linear mixed effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 133–142. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-4*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., & Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology*, 63(3), 293–305. <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>
- Pelicice, F. M. & Agostinho, A. A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. *Conservation Biology*, 22(1), 180-188. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x>
- 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, 1789-801. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>

- Pelicice, F. M., Azevedo-Santos V. M., Esguícero A. L. H., Agostinho, A. A. & Arcifa, M. S. (2018). Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 16(2), e170150. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170150>
- 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(4), 697–715. <https://doi.org/10.1111/faf.12089>
- Petesse, M. L. & Petrere, Jr. M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin Brazil. *Ecology and Engineering*, 48, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.033>
- Petrere Jr, M. (1996). Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2(1-2), 111–133. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.1996.tb00054.x>
- Petrere Jr., M. & Agostinho, A. A. (1993). La pesca en el tramo brasileño del río Paraná. *Fao Informe de Pesca, Roma*, 490, 52-72.
- Pielou, E. C. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. p. 286. Wiley. New York DOI:10.1126/science.169.3940.43-a
- Pimenta, A. M., Furlanetto, L. M., Albertoni, E. F. & Plama-Silva, C. (2012). Water quality in the lotic area of the Antas River before and after the construction of the Monte Claro hydroelectric plant, south Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(3), 314-325. <http://doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000001>
- Plummer, M. (2018). *rjags: Bayesian Graphical Models using MCMC. R package version 4-8*. <https://CRAN.R-project.org/package=rjags>
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*. 47(11), 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing. In R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Santos, N. C. L., de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Araújo, I. M., Severi, W., Bini, L. M., Gomes, L. C. & Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*. 802(5), 245–253. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3274-4>
- Souza-Cruz-Buenaga, F. V. A., Espig, S. A., Castro, T. L. C. & Santos, M. A. (2019). Environmental impacts of a reduced flow stretch on hydropower plants. *Brazilian Journal of Biology*, 79(3), 470-487. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.183883>
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W. & Parker, K. R. (1986). Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology Society of America*. 67(4), 929-940. <https://doi.org/10.2307/1939815>

- Tundisi J. G. (1999). Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: Henry, R. (ed.), *Ecologia de Reservatórios: Estrutura*, pp. 19–38. Funções e Aspectos Sociais, FUNDIBIO. Botucatu.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*. Springer, New York. p.497. ISBN 0-387-95457-0
- Vitule, J. R. S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111–120. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x>
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. (1995). The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research e Management*, 10(2-4), 159–168. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450100211>
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>. PMID:26744397
- Ziv, G., Baran, E., Nam, S., Rodríguez-Iturbe, I. & Levina S. A. (2012). Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proc Natl Acad Sci USA*, 109(15), 5609–5614. <https://doi.org/10.1073/pnas.1201423109>
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media. New York. 574 p. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

**APÊNDICE A** - Lista de espécies registradas na área de influência dos reservatórios do Complexo Energético Rio das Antas – CERAN, durante o período de setembro de 2002 a julho de 2013.

---

**OSTEICHTHYES**

**CYPRINIFORMES**

CYPRINIDAE

*Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) “carpa comum”

*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) “carpa capim”

**CHARACIFORMES**

ACESTRORHYNCHIDAE

*Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 “peixe cachorro”

CHARACIDAE

*Astyanax dissensus* Lucena & Thofehrn, 2013 “lambari”

*Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894) “lambari”

*Astyanax lacustris* (Lütken, 1875) “lambari rabo amarelo”

*Astyanax* aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819) “lambari rabo vermelho”

*Astyanax henseli* Melo & Buckup, 2006 “lambari”

*Astyanax laticeps* (Cope, 1894) “lambari”

*Astyanax procerus* Lucena, Castro & Bartaco, 2013 “lambari”

*Astyanax xiru* Lucena, Castro & Bartaco, 2013 “lambari”

*Astyanax* sp. 4 “lambari”

*Astyanax* sp. 5 “lambari”

*Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887) “lambari”

*Diapoma alburnus* (Hensel, 1870) “lambari”

*Diapoma dicropotamicus* Malabarba & Weitzman, 2003 “lambari”

*Hypheobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) “lambari”

*Hypobrycon* sp. “lambari”

*Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1964) “tambicu”

*Oligosarcus robustus* Menezes, 1969 “tambicu”

CHARACINAE

*Charax stenopterus* (Cope, 1894) “lambari transparente”

CHEIRODONTINAE

*Heterocheiroidon jacuiensis* Malabarba & Bertaco, 1999 “lambari”

GLANDULOCAUDINAE

*Pseudocorynopoma doriae* (Eigenmann & Eigenmann, 1888). “lambari”

PROCHILODONTIDAE

*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) “grumatã”

CURIMATIDAE

*Cyphocharax voga* Cope, 1894 “biru”

---

---

*Cyphocharax spilotos* Vari, 1987 “biru”

*Steindachnerina biornata* (Braga & Azpelicueta, 1987) “biru”

ANOSTOMIDAE

*Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) “piava”

ERYTHRINIDAE

*Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794) “traíra”

**SILURIFORMES**

PIMELODIDAE

*Pimelodus pintado* Azpelicueta, Lundberg & Loureiro, 2008 “pintado”

*Parapimelodus nigribarbis* (Boulenger, 1891) “mandi”

AUCHENIPTERIDAE

*Glanidium* sp. “manduvi”

HEPTAPTERIDAE

*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) “jundiá”

*Rhamdella eriarcha* (Eigenmann & Eigenmann, 1888) “mandi”

CALLICHTHYDAE

*Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) “limpa-fundo”

LORICARIIDAE

HYPOSTOMINAE

*Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1836 “cascudo”

*Hypostomus aspilogaster* (Cope, 1894) “cascudo”

LORICARIINAE

*Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1836) “viola”

*Rineloricaria strigilata* (Hensel, 1868) “viola”

*Rineloricaria cadeae* (Hensel, 1838) “viola”

*Rineloricaria malabarbai* Rodriguez & Reis, 2008 “violinha”

*Rineloricaria microlepidogaster* (Regan, 1904) “viola”

ANCISTRINAE

*Hemiancistrus punctulatus* Cardoso & Malabarba, 1999 “cascudo de espinhos”

*Ancistrus brevipinnis*. (Regan, 1904) “cascudo de espinhos”

*Ancistrus* sp. “cascudo de espinhos”

**GYMNOTIFORMES**

GYMNOTIDAE

*Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758) “tuvira”

STERNOPYGIDAE

*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1847) “tuvira”

**ATHERINIFORMES**

---

---

ATHERINOPSIDAE

*Odontesthes humensis* de Buen, 1953 "peixe-rei"

**SYNBRANCHIFORMES**

SYNBRANCHIDAE

*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795 "muçum"

**PERCIFORMES**

CICHLIDAE

*Australoheros* sp. "cará"

*Crenicichla lepidota* Heckel, 1840 "joana"

*Crenicichla punctata* Hensel, 1870 "joana"

*Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) "cará"

*Gymnogeophagus gymnogenys* (Hensel, 1870) "cará"

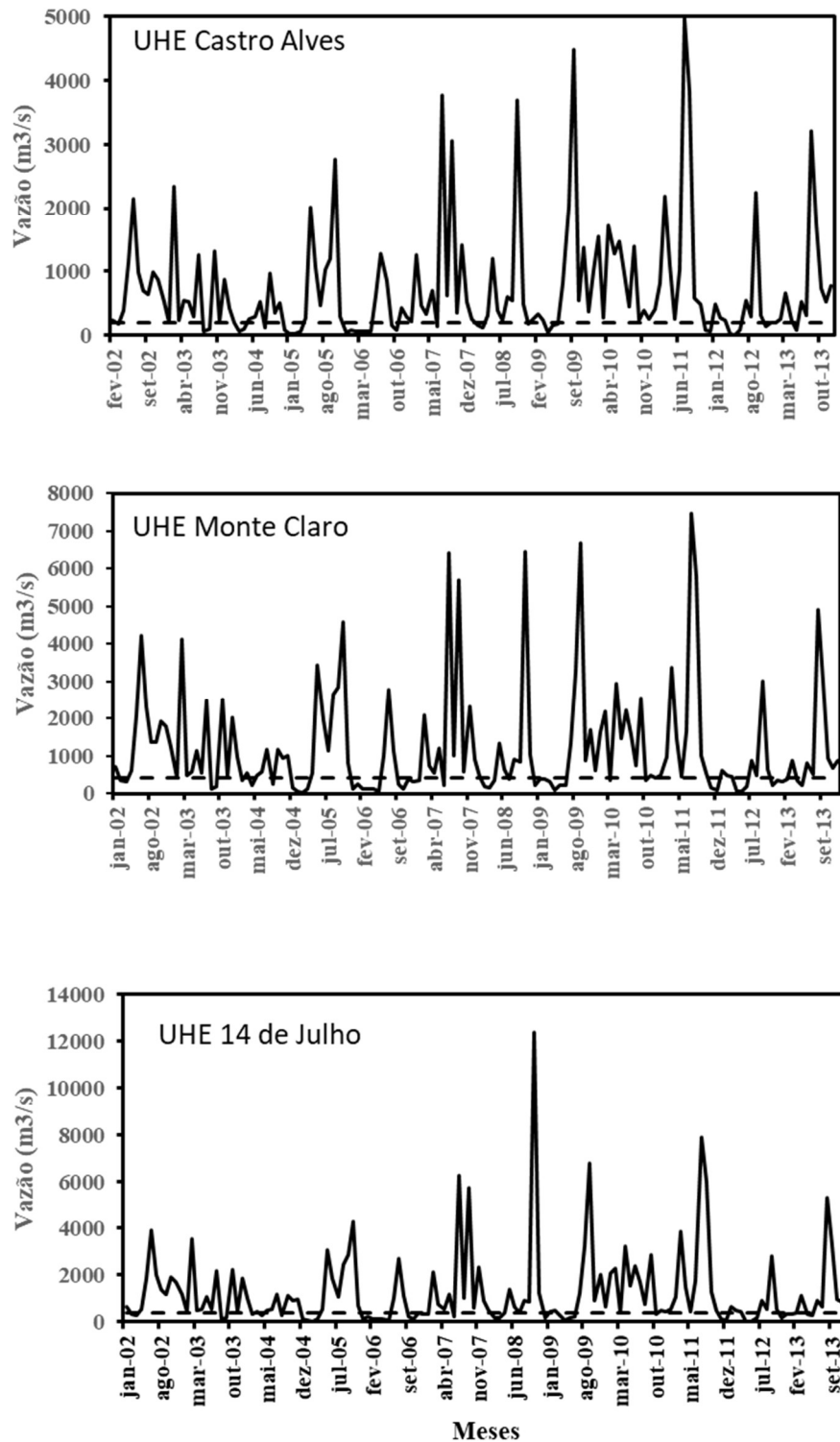
*Gymnogeophagus labiatus* (Hensel, 1870) "cará"

CENTRARCHIDAE

*Micropterus salmoides* Lacepède, 1802 "black-bass"

---

## APÊNDICE B - Variação das vazões nas barragens do Complexo Energético Rio das Antas



**Figura 1.** Variação das vazões nas barragens do Complexo Energético Rio das Antas – código das estações fluviométricas: 86305000; 86448000; 86470800. Agência Nacional de Águas (ANA); linha tracejada representa o consumo de água pelas unidades geradoras.



## ANEXO A – Lista de artigos publicados durante o desenvolvimento do Doutorado

Affonso, A. P., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., Message, H. J., Latini, J. D. & 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. doi: 10.1007/s11160-015-9402-1

Borba, C. S., Latini, J. D., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2019). Short-term effects in a reduced flow stretch: The case of the Antas River in South Brazil. *River Research and Applications*, 35, 386–395. <https://doi.org/10.1002/rra.3415>

Pereira, L. S., Demétrio, J. A., Cunico, A. M., Latini, J. D., Gomes, L. C., Agostinho, A. A. 2019. Cage aquaculture in Neotropical Waters promotes attraction and aggregation of fish. *Aquaculture Research*, 50, 2896-2906. Doi: 10.1111/are.14244