



RAQUEL COELHO LOURES FONTES

**EFFECTIVENESS OF FISH MONITORING PROGRAMS IN
HYDROPOWER PLANT RESERVOIRS**

**LAVRAS – MG
2019**

RAQUEL COELHO LOURES FONTES

**EFFECTIVENESS OF FISH MONITORING PROGRAMS IN HYDROPOWER
PLANT RESERVOIRS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS – MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pela própria autora.**

Loures, Raquel Coelho.

Effectiveness of fish monitoring programs in hydropower plant
reservoirs/ Raquel Coelho Loures Fontes. - 2019.

143 p. : il.

Orientador(a): Paulo dos Santos Pompeu.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.
Bibliografia.

1. Licenciamento ambiental. 2. Impacto de hidrelétrica sobre
ictiofauna. 3. Ecologia de peixes em reservatório. I. Pompeu, Paulo
dos Santos. II. Título.

RAQUEL COELHO LOURES FONTES

**EFFECTIVENESS OF FISH MONITORING PROGRAMS IN HYDROPOWER
PLANT RESERVOIRS**

**EFETIVIDADE DE PROGRAMAS DE MONITORAMENTO DE PEIXES EM
RESERVATÓRIOS DE HIDRELÉTRICAS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2019.

Prof. Dr. Alexandre Lima Godinho	UFMG
Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule	UFPR
Prof. Dr ^a . Carla Rodrigues Ribas	UFLA
Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni	UFLA

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS – MG
2019**

*Dedico àqueles que me ensinaram sobre sonhos e sobretudo
a como realiza-los, ao meu pai e à minha mãe!*

AGRADECIMENTOS

A ideia para realização deste estudo não nasceu há quatro anos atrás quando entrei no doutorado e sim de uma percepção que foi sendo amadurecida ao longo do meu trabalho na Cemig. Ler relatórios de monitoramento de peixes em reservatórios foi uma das minhas primeiras tarefas na empresa, após ter preferido peixes a limno (áreas separadas na Cemig) como foco de trabalho, assim que passei no concurso em 2006. O monitoramento se materializou quando fui acompanhar um monitoramento no reservatório de Irapé, bacia do rio Jequitinhonha. Nada mais justo então, começar esta parte da tese agradecendo ao biólogo responsável por ter me apresentado aos peixes pessoalmente, durante meu primeiro monitoramento, e ter me ensinado muito ao longo dos anos, Chico, Obrigada! Se o destino é tudo ou se somos a soma das nossas escolhas, sou grata por nossos caminhos terem se cruzado, o amor florescido e desde então por você dividir sua vida comigo e por acolher a minha.

Sem amor eu nada seria... mãe, pai, Bel, Chico, Costelinha, Seu Geraldo e Cleia, simplesmente muito obrigada!

Agradeço ao Ênio Fonseca, Newton Prado e Rafael Fiorine por me concederem essa grande oportunidade de desenvolvimento pessoal e profissional e pela confiança depositada ao longo desses anos trabalhando na Cemig. Agradeço também o suporte financeiro que viabilizaram para minhas idas e vinda a Lavras.

Esse negócio de contar os anos sempre nos entrega, mas em 2019 completam 10 anos que entrei para o laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA, desde quando me aventurei no mestrado. Nesse período entre mestrado, projetos e doutorado o Paulo se tornou mais que orientador, um amigo. Muito obrigada por ter me ajudado a ver potencial no tema que escolhi para o doutorado e ter mais uma vez embarcado na minha orientação, me dando liberdade e compreendendo a loucura do ir e vir entre doutorado e trabalho.

Miriam, muito obrigada! Você foi um verdadeiro braço direito, esquerdo e por aí vai! Com seu apoio segurando todas as pontas e meios no Peixe Vivo pude me dedicar mais a tese, principalmente no último e decisivo ano. Sou muito grata a equipe do Peixe Vivo, Miriam, Ricardão, Ana, Mateus, Átila, Lucas, Ivo, Rafael, Yuri, Lorrana, Alexandre, Andreza, Alejandro, Fernanda, Chico, Cintia, Dani, pela dedicação, companheirismo e principalmente pela amizade que nos permite torcer um pelos outros e ir além do trivial, reforçando a crença naquilo que fazemos e que podemos ser cada vez melhores. Valeu pessoal!

Agradeço a todos os colegas e amigos da Cemig que me apoiaram nesses anos, em especial a Camilinha e a Lu pelo carinho adicional.

Muito obrigada aos amigos do laboratório pelas discussões e boas risadas proporcionadas nos últimos anos, especialmente aqueles com quem mais convivi Top, Pat, Tatau, Silvia, JoTinha, Lorena, Ruffs, Nina, Peres, Lúcia e Sara.

Agradeço às minhas velhas amigas por compreenderem o “sumiço” dos últimos anos, todas as desculpas pelos desencontros, e torcerem por um final feliz... Polly, Gláucia, Ju, Marce e Paula.

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade em participar e contribuir para uma etapa tão importante da minha formação.

Sou grata ao Sam (Alexandre Godinho) e ao Gil (Gilmar Bastos) pela troca de informações e referências que permitiram a interpretação de vários dados brutos coletados há anos atrás, viabilizando sua incorporação nesse estudo.

Agradeço a Ellen por toda a assistência, sempre atenciosa em me fornecer suporte junto a secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada.

Agradeço ao Guilherme Melazo, representando o Consórcio Capim Branco Energia, que apoiou o desenvolvimento desse estudo, fornecendo dados de monitoramento das usinas administradas pelo consórcio.

Agradeço àqueles que gentilmente cederam um pouco do seu tempo respondendo o questionário que enviei para construir o capítulo 3 desta tese, sendo esses representantes da CESP, Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG, Companhia Hidrelétrica Teles Pires, Consórcio Capim Branco Energia – CCBE, Consórcio UHE Baguari, Eletrobrás Eletronorte, Eletrosul Centrais Elétricas S.A., Engie Brasil Energia, Furnas, Norte Energia S.A., Light Energia S.A., e de outras cinco empresas que colaboraram anonimamente.

*“Data! Data! Data!” he cried impatiently.
‘I can’t make bricks without clay.’”
Sherlock Holmes
The adventure of the Copper Beeches*

RESUMO GERAL

Programas de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas requerem investimentos significativos de tempo, dinheiro e recursos humanos para sua implementação e manutenção. Contudo, será que esses recursos estão sendo aplicados da melhor forma e gerando resultados satisfatórios? Com isso em mente, esse estudo objetivou verificar a efetividade de monitoramento de peixes em reservatórios na detecção de padrões espaço-temporais de diversidade de peixes (Capítulos 1 e 2). Também buscou identificar pontos de melhoria e definir diretrizes para aprimoramento da efetividade dos programas de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétrica no Brasil (Capítulo 3). Visando atender o primeiro objetivo, nos dois primeiros capítulos, foram analisados dados de monitoramento de peixes que utilizaram redes de emalhar, compreendendo um período de mais de 20 anos, nos reservatórios da cascata do rio Araguari, alto rio Paraná, Brasil: Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I e Amador Aguiar II. Também foi incluído o reservatório de Itumbiara que apesar de estar localizado no rio Paranaíba represa a foz do rio Araguari. Ao longo do tempo nesses reservatórios observou-se uma tendência clara da redução na riqueza de espécies nativas e de migradoras e aumento de não-nativas. Os resultados também indicaram gradiente longitudinal de dissimilaridade das assembleias de peixes, ao longo do tempo, à medida que se aumenta a distância entre os reservatórios, na direção montante-jusante. Considerando os ambientes lóticos que se alternam entre os reservatórios na cascata, observamos que a perda de espécies nesses ambientes é menor que nos reservatórios, o que sugere que a formação do reservatório pode ser mais impactante que a regulação de fluxo nesses remanescentes lóticos. As tendências e padrões na diversidade de peixes ao longo do tempo e no espaço, demonstraram que monitoramentos podem ser efetivos para gerar informações importantes sobre mudanças na biodiversidade. Contudo, vários aspectos que passam pelo planejamento, execução, análise e manejo dos dados dos monitoramentos devem ser cuidadosamente considerados para que a qualidade dos dados, e conseqüentemente das conclusões, não sejam comprometidos. No Capítulo 3, esses aspectos foram considerados e discutidos, após caracterização da atividade de monitoramento de peixes em reservatórios. Essa caracterização foi o resultado de um levantamento (questionário) realizado junto a várias concessionárias do Setor Elétrico Brasileiro. Por fim, foram propostas 10 diretrizes que visam o aprimoramento da gestão dos programas de monitoramento pelas empresas do Setor. Essas diretrizes foram vinculadas a um ciclo PDCA (*plan-do-check-act*/ planejar-fazer-verificar-agir) desenhado para orientar ações específicas em cada uma das suas quatro etapas. Com a implantação das mudanças sugeridas, os resultados só serão percebidos no médio-longo prazo, por isso é de extrema importância começar o quanto antes, prever a continuidade das ações e do monitoramento e avaliar constantemente os programas. Assim, esse estudo demonstra e reforça a importância de que, para resultados mais robustos e programas mais efetivos naquilo que se propõem, são necessários monitoramentos de longo prazo; análises que consideram maiores escalas geográficas, especialmente em sistemas de cascata de reservatórios, maior rigor científico no planejamento dos desenhos amostrais dos monitoramentos e, por conseguinte nas suas análises de dados.

Palavras-chave: licenciamento ambiental, cascata de reservatórios, diversidade beta, ictiofauna, impacto de reservatório, poder estatístico.

ABSTRACT

Fish monitoring programs in hydropower plant reservoirs require significant investment of time, money and human resources for its implementation and maintenance. However, are these resources being applied in the best way and generating satisfactory results? With this in mind, this study presents analysis of data from fish monitoring performed in reservoirs using gill nets, aiming to detect temporal and spatial patterns of fish diversity (Chapters 1 and 2). This study also aimed to define a set of guidelines to improve fish monitoring programs effectiveness in hydropower plant reservoirs in Brazil (Chapter 3). In order to meet the first objective, in the first two chapters, data from more than 20 years of fish monitoring in the Araguari cascade reservoirs (Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I and Amador Aguiar II). Itumbiara reservoir, on the Paranaíba River, was included in the analysis because it impounds the Araguari River mouth. Over time, in these reservoirs, there was a clear tendency for native species and migratory species to decline and non-native fish species to increase. The results also indicated a longitudinal dissimilarity gradient of fish assemblages over time, as the distance between the reservoirs increases in upstream-downstream direction. Considering the lotic environments that alternate between the reservoirs in the cascade, we observed a greater species loss in reservoirs, suggesting that the transformation from a lotic environment into a lentic had greater impact on fish assemblages than the flow regulation of the lotic remnants. The trends and patterns in fish diversity observed over time and in space, demonstrates that monitoring can be effective in providing important information on biodiversity changes. Nevertheless, several aspects ranging from planning, going through execution to analysis and management of monitoring data, must be carefully considered so that data quality, and consequently the conclusions from them, are not compromised. In Chapter 3, these aspects were considered and discussed after the characterization of fish monitoring activity in hydropower plant reservoirs. The characterization was the result of a survey (questionnaire) with several concessionaires of the Brazilian Electricity Sector. Finally, 10 guidelines that aim to improve monitoring programs management by the companies of the Sector were proposed. These guidelines were linked to a PDCA (plan-do-check-act) cycle designed to guide specific actions in each of the four stages of it. With the implementation of our suggested changes, the results will only be perceived in the medium-long term, so it is extremely important to start as soon as possible, to predict the continuity of actions and monitoring and, to constantly evaluate the programs. Thus, this study demonstrates and reinforces the importance that, for more robust results and more effective programs in what is proposed, long-term monitoring is necessary; analyzes that consider larger geographic scales, especially in cascade systems of reservoirs, greater scientific rigor in the planning of the sampling drawings of the monitoring and, therefore, in their analysis of data.

Keywords: environmental licensing, reservoir cascade, diversity beta, ichthyofauna, reservoir impact, statistical power.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	12
1 APRESENTAÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15
SEGUNDA PARTE.....	17
CAPÍTULO 1: Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages	18
SUPPLEMENTARY MATERIAL	32
CAPÍTULO 2: Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade	39
SUMMARY	41
1. INTRODUCTION.....	42
2. METHODS.....	44
3. RESULTS.....	51
4. DISCUSSION	57
ACKNOWLEDGEMENTS	60
CONFLICTS OF INTEREST	61
ORDIC	61
REFERENCES	61
SUPPLEMENTARY MATERIALS	67
CAPÍTULO 3: Monitoramento de peixes em reservatórios: levantamento e diretrizes para maior efetividade	74
1. INTRODUÇÃO	76
2. CONTEXTUALIZAÇÃO	77
3. LEVANTAMENTO SOBRE MONITORAMENTOS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS DE HIDRELÉTRICAS NO BRASIL	80
4. MONITORAMENTO DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS: NÃO O PARE AGORA ..	97
5. MONITORAMENTO DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS: SUA GESTÃO FAZ A DIFERENÇA.....	108
6. AGRADECIMENTOS	119
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120
ANEXO 1	129
ANEXO 2.....	140
CONCLUSÃO GERAL	143

**PRIMEIRA
PARTE**



1 APRESENTAÇÃO GERAL

O aumento da preocupação com a perda de biodiversidade nas últimas décadas e a necessidade de compreensão dos principais fatores e mecanismos direcionadores dessa perda, reforçam a importância de programas de monitoramentos ecológicos robustos e efetivos (LINDENMAYER; LIKENS, 2009; MAGURRAN et al., 2010; RADINGER et al., 2018). Monitorar não é ciência de segunda categoria, pelo contrário, é um componente essencial da ciência ambiental e merece a atenção cuidadosa dos cientistas e maior apoio de agências governamentais e outras fontes de financiamento (LOVETT et al., 2007). No passado vários projetos de monitoramento falharam pela falta de objetivos claros, incorrendo a altos custos e baixos benefícios tangíveis e com isso, o monitoramento passou a ter uma baixa reputação (HELLAWELL, 1991). Contudo, programas de monitoramento bem concebidos e bem executados são muito úteis para gestores de recursos naturais e formuladores de políticas públicas. As características de uma boa ciência e, conseqüentemente, boa pesquisa são muitas vezes as mesmas que caracterizam um bom monitoramento e boa gestão ambiental (LINDENMAYER; LIKENS, 2009; LINDENMAYER; LIKEN, 2010).

O Setor Elétrico Brasileiro (SEB) desenvolve e executa programas de monitoramento de peixes em reservatórios utilizados para geração de energia. Esses programas, em geral, são desenvolvidos para avaliação espaço-temporal dos impactos causados pelo barramento sobre a diversidade de peixes, e eventual proposição de medidas mitigadoras. As barragens transformam rios alterando o fluxo de água, sedimentos e nutrientes a jusante, modificando as temperaturas da água, afetando a diversidade de organismos e a integridade ecológica dos sistemas aquáticos (POFF, 2014; WINEMILLER et al., 2016). Com a formação do reservatório observam-se alterações das assembleias de peixes, como redução de espécies nativas, substituição de espécies e facilitação de invasões por espécies não-nativas (JOHNSON; OLDEN; VANDER ZANDEN, 2008; PELICICE; AGOSTINHO, 2009; VITULE; FREIRE; SIMBERLOFF, 2009; AGOSTINHO et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2018; SALES et al., 2018). Para monitorar efetivamente esses sistemas e estabelecer metas de restauração ou manejo, é necessário documentar referências de biodiversidade ou condições básicas ao longo do tempo (HORNBAACH et al., 2018). Dados de longo-prazo podem ser a base para detecção de efeitos potencialmente danosos às assembleias de peixes, pois algumas perturbações antropogênicas apresentam efeitos tardios, podendo ainda ser sinérgicos ou cumulativos ao longo do tempo (SPELLERBERG, 2005).

Empresas do SEB, em geral, são criticadas por sua vasta coleção de dados provenientes de monitoramentos que são arquivados para uso futuro e não são divulgados. Melhorias substanciais nas técnicas de monitoramento e nas ações de manejo poderiam ser obtidas com a análise e discussão dos dados acumulados no Setor durante as últimas décadas (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Coletar mais dados é importante, mas também podemos fazer melhor uso das informações existentes (KINDSVATER et al., 2018). Quando considerado o elevado número de hidrelétricas no Brasil,

existem algumas poucas publicações que trazem análises de séries temporais sobre assembleias de peixes em seus reservatórios. Dentre outros, destacam-se alguns trabalhos de longo-prazo, realizado para UHE Furnas (ARAÚJO, 2013), UHE Serra da Mesa (MAZZONI; CARAMASCHI; IGLESIAS-RIOS, 2012), UHE Peixe Angical (AGOSTINHO; PELICICE; MARQUES, 2009) e UHE Itaipu (OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005).

Considerando os investimentos significativos de tempo, recursos humanos e financeiros para implementação e manutenção dos programas de monitoramento, além de todo o seu potencial para gerar informações sobre a biodiversidade e subsidiar medidas de manejo e conservação, é importante que os monitoramentos de fato sejam efetivos. Assim, o primeiro objetivo desse estudo foi realizar análise de dados de monitoramento de peixes em reservatórios do Grupo Cemig para verificar sua efetividade na detecção de padrões espaço-temporais de diversidade de peixes (Capítulos 1 e 2). Nosso segundo objetivo foi identificar pontos de melhoria e definir diretrizes para aprimoramento da efetividade dos programas de monitoramento (Capítulo 3).

A fim de atender o primeiro objetivo, analisamos dados acumulados, por mais de 20 anos, de monitoramento dos reservatórios da cascata do rio Araguari, alto rio Paraná, Brasil (Capítulos 1 e 2; ver Tabela 1 para melhor compreensão das diferenças entre os capítulos). Existem quatro reservatórios no canal principal do rio Araguari associados a usinas hidrelétricas: Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I e Amador Aguiar II (listadas de montante para jusante). A área próxima à foz do rio Araguari é represada pelo reservatório de Itumbiara, uma usina hidrelétrica localizada no rio Paranaíba, e essa área também foi foco do nosso estudo. O primeiro capítulo, intitulado “*Long-term study of reservoir cascade in Southeastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages*”, apresenta variação da riqueza de peixes ao longo do tempo e entre os reservatórios; verifica a existência de gradiente longitudinal das assembleias de peixes ao longo da cascata; e avalia possíveis fatores preditores de variação na estrutura das assembleias de peixes após formação dos reservatórios. Esse capítulo foi escrito em formato de artigo científico, submetido, aceito e publicado pela revista *Marine and Freshwater Research* 69(12) 1983-1994. O segundo capítulo, intitulado “*Temporal changes in fish diversity in lotic and lentic environments along a reservoir cascade*”, apresenta análises temporais da diversidade α e β das assembleias de peixes, em ambientes lênticos e lóticos ao longo da cascata, em resposta ao barramento do rio (considerando antes da construção de cada barragem e vários anos depois). Apresenta também como a partição da diversidade β varia ao longo do tempo e entre esses dois ambientes e testa fatores que possam explicar a substituição de espécies ao longo da cascata. Este capítulo foi escrito em formato de artigo científico, submetido e aceito para publicação pela revista *Freshwater Biology*. No momento aguardamos revisão final do manuscrito junto a revista, portanto a versão aqui apresentada poderá apresentar algumas diferenças da versão que será publicada.

TABELA 1: Comparação entre os dois primeiros capítulos da tese que analisaram dados de monitoramento de peixes em reservatórios da cascata do rio Araguari (Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I, Amador Aguiar II, Itumbiara*), alto rio Paraná, Brasil. *Barragem localizada no rio Paranaíba, mas cujo reservatório represa a foz do rio Araguari.

	CAPÍTULO 1	CAPÍTULO 2
OBJETIVO GERAL	Avaliar mudanças espaço-temporais nas assembleias de peixes nos reservatórios.	Avaliar como a diversidade de peixes, nos ambientes lênticos e lóticos, varia ao longo do tempo após o represamento do rio
PERÍODO AMOSTRAL	Após o enchimento dos reservatórios de 1993 a 2015 (23 anos)	Antes da construção de cada barragem (<i>baseline</i>) e vários anos após o enchimento dos reservatórios 1987 a 2015 (28 anos)
PONTOS AMOSTRAIS	5 pontos: 1 ponto lêntico em cada reservatório	13 pontos: 9 lênticos (nos reservatórios) e 4 lóticos (entre reservatórios)
DADOS ANALISADOS	Peixes capturados com redes de emalhar (3 a 16 cm). Só amostragens que indicavam o esforço amostral = 111 amostras	Peixes capturados com redes de emalhar (3 a 16 cm). Só amostragens que indicavam o esforço amostral = 343 amostras

FONTE: Da autora (2019)

A partir de todo o processo que envolveu a elaboração dos dois primeiros capítulos, levantamento bibliográfico; leitura de centenas de relatórios de monitoramento de peixes em reservatórios e padronização e consolidação de planilhas de dados brutos, identificamos os pontos de melhoria para aprimorar os programas de monitoramento. Acreditamos que uma vez que as empresas do SEB, de forma geral, são as principais responsáveis em contratar e/ou executar os monitoramentos de peixes em reservatórios, elas teriam condições de implantar melhorias no processo de gestão dos programas visando sua maior efetividade. Assim, o terceiro capítulo, intitulado “Monitoramento de peixes em reservatórios: levantamento e diretrizes para maior efetividade” apresenta a caracterização da atividade de monitoramentos de peixes em reservatório no Brasil; demonstra a importância do planejamento do desenho amostral de monitoramentos para assegurar efetividade na detecção de tendências ao longo do tempo; relaciona os principais aspectos ecológicos que devem ser considerados na gestão dos programas, seguido de diretrizes que visam o aumento da sua efetividade. Este capítulo foi escrito no formato de artigo com estrutura de ensaio, seguindo a formatação da revista *Journal of Applied Ecology* pois, parte de seu conteúdo será submetido a esse periódico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, n. MAY, p. 26–36, jan. 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165783615001290>>. Acesso em: 27 mar. 2017.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007.
- AGOSTINHO, C. S.; PELICICE, F. M.; MARQUES, E. E. **Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009.
- ARAÚJO, B. B. de. **Variações temporais e espaciais na estrutura de comunidade de peixes do reservatório de Furnas –MG**. 2013. PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS, 2013.
- COUTO, T. B.; OLDEN, J. D. **Global proliferation of small hydropower plants – science and policy** *Frontiers in Ecology and the Environment* Wiley-Blackwell, , 1 mar. 2018. . Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/fee.1746>>. Acesso em: 24 abr. 2018.
- HELLAWELL, J. M. Development of a rationale for monitoring. In: GOLDSMITH, B. (Ed.). **Monitoring for conservation and ecology**. First ed. [s.l.] Springer, 1991. p. 285.
- HORNBAACH, D. J. et al. Long-term decline of native freshwater mussel assemblages in a federally protected river. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 3, p. 243–263, 2018.
- JOHNSON; OLDEN, J. D.; VANDER ZANDEN, M. J. Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 357–363, 2008.
- KINDSVATER, H. K. et al. Overcoming the Data Crisis in Biodiversity Conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 33, n. 9, p. 676–688, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.06.004>>.
- LINDENMAYER, D. B.; LIKEN. Improving ecological monitoring. **Trends in ecology & evolution (Personal edition)**, v. 25, n. 4, p. 199–200, 2010.
- LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. May, p. 482–486, 2009.
- LOVETT, G. M. et al. Who needs environmental monitoring? **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2007.
- MAGURRAN, A. E. et al. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 10, p. 574–582, out. 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534710001552>>.
- MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P.; IGLESIAS-RIOS, R. **Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, 15 anos de Estudos da Ictiofauna do Alto Tocantins**. Rio de Janeiro: Furnas, 2012.
- OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 3, p. 714–724, 2005.
- OLIVEIRA, A. G. et al. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 3, p. 293–305, 1 mar. 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/fwb.13064>>. Acesso em: 4 abr. 2018.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-

native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, v. 11, n. 8, p. 1789–1801, 14 out. 2009. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10530-008-9358-3>>. Acesso em: 18 nov. 2016.

POFF, N. L. Rivers of the anthropocene? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 8, p. 427, 1 out. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/1540-9295-12.8.427>>. Acesso em: 1 maio. 2018.

RADINGER, J. et al. Effective monitoring of freshwater fish. **Zenodo**, p. 34, 2018.

SALES, N. G. et al. Introgression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. **Biological Invasions**, v. 20, n. 3, p. 555–566, 2018.

SPELLERBERG, I. F. **Monitoring ecological change**. Second ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.

VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, v. 10, n. 1, p. 98–108, mar. 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x>>.

WINEMILLER, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128–129, 8 jan. 2016. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.aac7082>>. Acesso em: 18 nov. 2016.

**SEGUNDA
PARTE**



CAPÍTULO 1

Capítulo escrito em formato de artigo científico, submetido, aceito e publicado em 2018 pela revista Marine and Freshwater Research 69(12) 1983-1994.

LONG-TERM STUDY OF RESERVOIR CASCADE IN SOUTH-EASTERN BRAZIL REVEALS SPATIO-TEMPORAL GRADIENT IN FISH ASSEMBLAGES



Imagem: Francisco de Andrade

Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages

Raquel Coelho Loures^{A,C} and Paulo Santos Pompeu^B

^ACemig Geração e Transmissão, Gerência de Ações e Programas Ambientais e Apoio à Operação, Programa Peixe Vivo, Avenida Barbacena, 1200, 30190-131, Belo Horizonte, MG, Brazil.

^BUniversidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Departamento de Biologia, Setor de Ecologia, Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Caixa Postal-3037, 37200-000 Lavras, MG, Brazil.

^CCorresponding author. Email: quelloures@gmail.com

Abstract. In reservoir cascades, effects on fish assemblages are expected to strengthen over time and transfer from one reservoir to an adjacent one. To test this, fish-assemblage data from 23 years of monitoring in the Araguari reservoir cascade system, upper Paraná River basin, were analysed. The results showed a clear reduction in richness of native and migratory fish species and an increase of non-native species, following reservoir formation. Migratory species richness was higher in reservoirs that presented habitats similar to lotic stretches or tributaries upstream of the impounded area. There was a clear tendency for native species to decline and non-native fish species to increase, in a downstream direction. Fish assemblages became increasingly dissimilar as reservoirs became more distant from each other (longitudinal gradient) and were dominated by small and medium-sized species. Alongside longitudinal position, reservoir area, age and the presence of herbivorous non-native fish were found to be important predictors of variation in fish-assemblage structure. Results from the present study help clarify the potential accumulated impacts of reservoir cascades on fish diversity, which must be carefully considered in river-basin inventories for hydropower plants, and reinforce the importance of long-term monitoring, considering longitudinal and lateral dimensions of the basin.

Additional keywords: Araguari River, dam impact, freshwater fish, invasive species, longitudinal gradient.

Received 21 March 2018, accepted 12 June 2018, published online 18 September 2018

Introduction

Fragmentation of streams and rivers by the construction of hydropower plants causes a series of environmental modifications that result in the creation of novel ecosystems (Barletta *et al.* 2010). Modifications involve considerable changes in both the physical and chemical condition of water and in river flooding regimes and sedimentation (Baxter 1977). These physical alterations lead to ecological shifts, which undoubtedly affect the diversity of organisms and their interspecific interactions, and species dominance in aquatic ecosystems (Agostinho *et al.* 1992; Winemiller *et al.* 2016).

Fish assemblages in reservoirs are determined by the regional fauna, from long-term evolutionary dynamics, as well as from temporal responses to anthropogenic stressors (Agostinho *et al.* 2016; Bailly *et al.* 2016). The most perceptible and unavoidable effect of reservoir formation is the shift in composition and abundance of fish species (Agostinho *et al.* 2008). Over time, a reduction or even local extirpation of fish species that need to perform longitudinal migrations to complete their life cycle, which are usually large migratory species, is expected (Pelicice *et al.* 2015a; Oliveira *et al.* 2018). In contrast, the traits of

species that are more successful in the years following impoundment are those of r-strategist, non-migratory species, which are small species, with high reproductive potential and short longevity (Agostinho *et al.* 2016; Oliveira *et al.* 2018).

In addition to the threats posed by changes in habitat quality and quantity with reservoir formation, impoundment facilitates freshwater invasions by non-native species (Johnson *et al.* 2008; Casimiro *et al.* 2017). Thereby, native fish assemblages in reservoirs also need to outcompete non-native fish species to survive. Invasive species can act as an ecological filter excluding most native species from such systems, promoting substantial loss or changes in fish diversity after invasions (Pelicice and Agostinho 2009; Vitule *et al.* 2009; Clavero and Hermoso 2011; Pelicice *et al.* 2015b; Ruppert *et al.* 2017; Sales *et al.* 2018). All these changes in the structure of the aquatic ecosystem are phenomena inherent to any damming, justifying long-term fish-monitoring programs that can highlight means to mitigate and prevent some of the more severe impacts in these environments (Agostinho *et al.* 2007; Lima *et al.* 2016).

The degree of these impacts is related to features of fish assemblages and of the reservoir itself, dam design and

operation, and also the presence of other reservoirs in the basin (Habit *et al.* 2007; Agostinho *et al.* 2008; Baumgartner *et al.* 2018). Longitudinal resource gradients, including physical and biological parameters, are expected in free-flowing rivers, by the River Continuum Concept (RCC; Vannote *et al.* 1980). The RCC postulates that compositional changes in fish assemblages occur from upstream to downstream and species richness increases in response to physical and nutrient gradients. Nevertheless, the loss of connectivity by impoundments leads to longitudinal shifts of these gradients in different variables (e.g. temperature, substrate, nutrients and biodiversity), as theorised by the Serial Discontinuity Concept (SDC; Ward and Stanford 1983). The SDC predicts that the shifts in biotic and abiotic variables vary in intensity and direction (upstream or downstream) as a function of longitudinal position of the impoundment. Therefore, more pronounced biotic and abiotic modifications are expected when considering a cascading reservoir continuum (Barbosa *et al.* 1999; Petesse and Petreire 2012; Petesse *et al.* 2014; dos Santos *et al.* 2017). For instance, because upstream reservoirs are more likely to present greater depth, water retention time, thermal stratification, dissolved oxygen, substrate size and water-level fluctuations (Miranda *et al.* 2008), particular fish traits related to locomotion, habitat use, behaviour and physiology are selected for across-reservoir cascades (dos Santos *et al.* 2017). Therefore, basin-scale analyses are required to verify factors that can determine fish assemblages across longitudinal gradients, because of the cumulative effects of reservoir cascades on fish diversity (Stanford and Ward 2001; Miranda *et al.* 2008; Miranda and Dembkowski 2016).

Comprehensive analyses of long-term effects of reservoir cascades on fish-assemblage structure are needed to improve understanding of ecological impacts and implications for conservation and management. Unfortunately, this kind of study presents some challenges in Brazil, because it depends on communication among different managers of the dams and on long-term monitoring performance. Moreover, the data are not always available or have low continuity in sampling methods among surveys. However, there are a few important long-term fish studies in reservoir cascades in Brazilian rivers (Agostinho *et al.* 1995; Gomes and Miranda 2001; Vono 2002; Hoesinghaus *et al.* 2009; Daga and Gubiani 2012; Petesse and Petreire 2012; Ribeiro 2013; Ferrareze *et al.* 2014; Petesse *et al.* 2014; dos Santos *et al.* 2017).

The Paraná basin is the second-most important Brazilian basin in terms of hydroelectric resources, presenting a utilisation index (ratio of installed potential to total potential) of 72% (Empresa de Pesquisa Energética 2007). Important rivers in this basin, such as the Tietê River, Grande River, Araguari River and Paranapanema River, present multiple impoundments in cascades. On the basis of a long-term fish-monitoring dataset, the present study analysed fish samples from five reservoirs in Araguari cascade system, so as to address the following questions: (1) how does fish-species richness vary over time and among the reservoirs; (2) is there a longitudinal gradient in fish assemblages along the cascade; and (3) what are the factors structuring native fish assemblage in the reservoir cascade? To answer these questions, first, fish-species richness (total, native, non-native and migratory) was assessed over the 23 years of survey considering the reservoir cascade. It was expected that

total, native and migratory fish-species richness decreased over time, whereas non-native species richness increased. Considering the positions of the reservoirs, it was expected that richness would display a longitudinal gradient along the cascade. Second, shifts in fish assemblages were evaluated over time and among the reservoirs, to assess the hypothesis that fish-assemblage dissimilarity among reservoirs would be related to the distance among them. Last, the relative contribution of different factors in explaining the variation in native-fish-assemblage structure in the reservoirs was modelled. Considering the hypothesis that fish diversity may change according to reservoir age, area and position along the cascade, as predicted by the SDC, these variables were tested as predictors. Abundance of non-native fish species was also included in the analysis as a predictor, on the basis of the assumption that they can also drive shifts in native fish assemblages.

Materials and methods

Study area

The study was conducted in the reservoir cascade system on the Araguari River, an important tributary of Paranaíba River, upper Paraná River basin, Brazil. The Araguari River basin is located in the western region of Minas Gerais state, occupying an area of 22 091 km². The river runs 475 km from its spring in Serra da Canastra National Park, at an altitude of 1180 m, to its mouth in the municipalities of Araguari and Tupacigura, at a height of 510 m (Faria and Jordão 2012). Along its course, the reservoirs ordered from upstream to downstream are Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I and Amador Aguiar II (Table 1). Downstream of Amador Aguiar II, on the Araguari River, the river is under the influence of Itumbiara reservoir, a hydropower plant located on the Paranaíba River (Langeani and Rêgo 2014). The area from the Itumbiara reservoir that impounds Araguari mouth was also a focus of the present study (Fig. 1). All the five dams considered in the analysis are associated with hydropower plants.

The predominant phytophysognomy in the Araguari basin is Cerrado; however, intensive land use and human occupation mean that 60.5% of the surrounding habitat is occupied by pasture, 24.1% by crops and only 7.8% is recognised as preserved Cerrado vegetation (Barbosa 2012). Thus, the economy in the region is based on the agricultural, industrial and service sectors, with enormous hydroelectric potential.

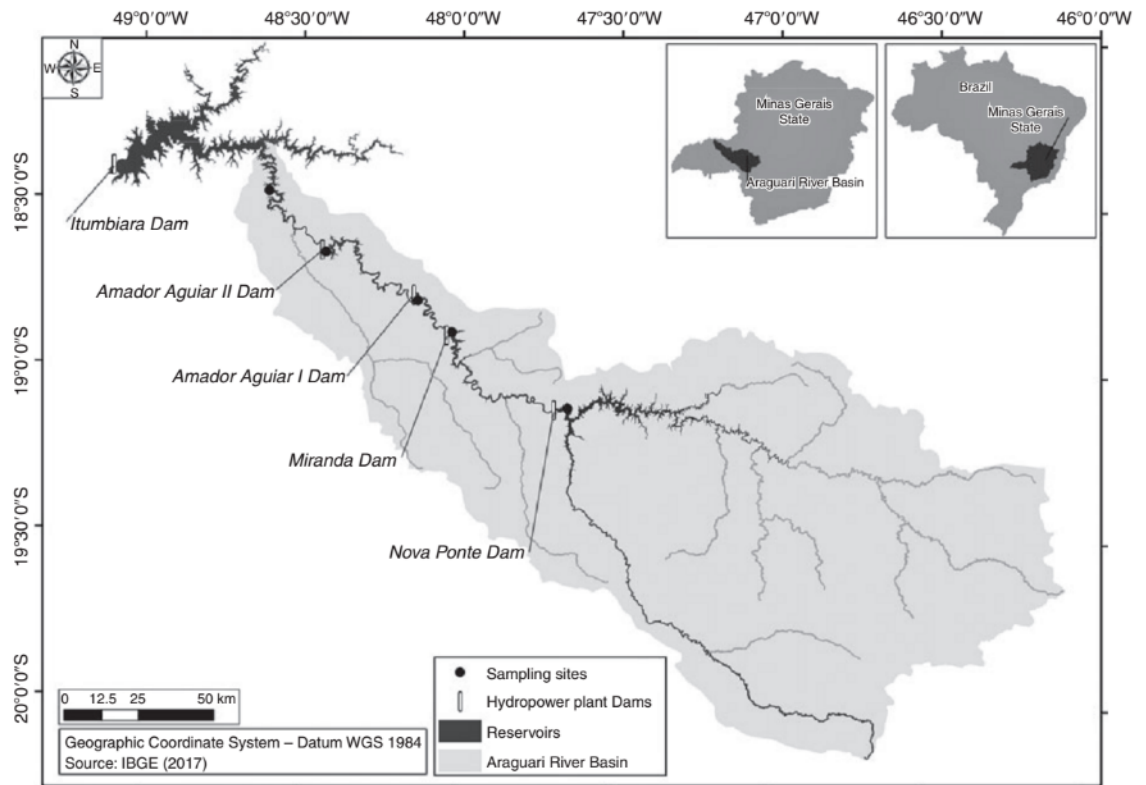
Dataset

Fish-monitoring datasets were obtained from Cemig Geração e Transmissão (Nova Ponte, Miranda and Itumbiara) and Consórcio Capim Branco Energia (Amador Aguiar I and Amador Aguiar II). Data surveys were conducted non-simultaneously for 23 years following the filling of the first reservoir (Nova Ponte) in Araguari cascade, corresponding to the period from 1993 to 2015 (Table 1). Sampling sites in each reservoir presented similar characteristics, considering hydrological and limnological aspects, and were located at the lacustrine zone of the reservoir. To standardise methods, it was considered only sampling events that clearly indicated the sample effort. Fish were caught using gill-nets with mesh sizes from 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 to 16 cm (opposite knot length), set in littoral areas, in the

Table 1. Features of the reservoirs on the Araguari cascade system (Cachapuz 2006)

The number of tributaries (4th order or higher; Souza *et al.* 2017) and extension of lotic stretch, upstream each reservoir is indicated. The area from the Itumbiara Reservoir, a hydropower plant located on the Paranaíba River, which impounds Araguari river mouth is also focus of the present study

Reservoir	Nova Ponte (NP)	Miranda (MR)	Amador Aguiar I (AAI)	Amador Aguiar II (AAII)	Itumbiara (IT)
Capacity installed (MW)	510	408	240	210	2082
Year of reservoir filling	1993	1997	2005	2006	1980
Reservoir area (km ²)	450	52	19	45	778
Dam extension; maximum height (m)	1620; 142	1050; 59	660; 55	980; 57	520; 106
Mean water-storage time (days)	401.0	4.8	0.4	0.4	129.0
Number of tributaries	1	1	0	0	1
Lotic stretch above reservoir (km)	110	<0.5	<0.5	<0.5	20
Distance from headwater (km)	210	290	325	413	535
Maximum regulation level (m ASL)	815	696	624	565	520
Sampling years	1993–2003, 2008, 2010–2013	2005, 2007–2013	2005–2007, 2010–2015	2006–2007, 2010–2015	2003–2007, 2010–2011

**Fig. 1.** Sampling sites in the Araguari reservoir cascade system.

afternoon (1700 hours to 1900 hours), and removed the following morning (0600–0800 hours). This resulted in 111 samples from the dataset. It was considered only fish species that have valid scientific names to avoid taxonomic discrepancies. The taxonomic classification of species follows Catalog of Fishes Online Database (W. N. Eschmeyer, R. Fricke and R. van der Laan, see <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>, accessed 15 March 2018).

Statistical analysis

To address the first question, temporal variation (year as explanatory variable) on species richness (response variable in the models) along Araguari River was assessed using generalised linear models (GLM). Total and native species richness models assumed a negative binomial distribution and a logit-link function (logistic regression; Zuur *et al.* 2009). The models met assumptions of linearity and homogeneity of variances, and

did not have influential observations or exhibit over-dispersion. Non-native and migratory richness were modelled with Poisson distributions. However, because of under-dispersion, a generalised Poisson distribution was applied to models with a multinomial logit-link function (Consul and Famoye 2006; Hilbe 2014). To quantify the variance explained by fixed effects, values of pseudo- R^2 were calculated by the methods described by Nagelkerke (1991). A Box–Pierce test (Box and Pierce 1970) to assess autocorrelation in residual values from the models showed independence in time series.

Total, native, non-native and migratory species richness were calculated for each time point in all reservoirs. The difference in richness among reservoirs was assessed applying a Kruskal–Wallis test, followed by post hoc pairwise comparisons using Wilcoxon rank-sum test, with P -value adjustment according to Holm’s procedure (Holm 1979), if a significant difference was detected (level of significance $\alpha = 0.05$). Holm’s procedure is considered a more powerful correction (i.e. more likely to detect an effect if it exists) than is Bonferroni for multiple comparisons, providing better protection against Type I error (Wright 1992; Abdi 2010). The results are presented in violin plots, a hybrid of a box plot and a kernel-density plot, so as to facilitate assessment of the distribution (shape) of the data by kernel-density estimation.

Abundance data were standardised for multivariate analysis, to answer the second and third questions, by calculating catch-per-unit effort (CPUE) in number of individuals per 100 m² of gill-nets in 13–15 h (King 1995), as follows:

$$CPUE = \sum_{i=1}^3 \left(100x \frac{N_i}{E_i} \right) \quad (1)$$

where N_i is the number of fish captured by gill-net i (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 and 16 cm), and E_i is the fishing effort (in 100 m²) for gill-net i .

To address the second question, patterns in fish assemblages were analysed using non-parametric multivariate methods. Resemblance matrices were generated using the Bray–Curtis dissimilarity index for the fish-species standardised abundances (CPUE). Differences in spatial distribution of similarities among reservoirs were assessed by a non-metric multidimensional scaling (nMDS), considering stress of <0.20 as an acceptable goodness of fit (Clarke and Warwick 2001). Similarity-profile (SIMPROF) analysis was performed and the results were overlaid on the nMDS plot, so as to demonstrate structure among samples (Clarke *et al.* 2008). Fish assemblages were compared among reservoirs using an analysis of similarity (ANOSIM; Clarke and Warwick 2001). ANOSIM is a permutation-based hypothesis-testing procedure that analyses variance and tests multivariate differences among groups on the basis of Bray–Curtis distances and rank dissimilarity, producing a test statistic R , which can range from -1 to 1 , and a significance level (P). A near-zero R implies no differences among the groups, and the closer to 1 the R is, the more dissimilar the groups are (Clarke and Gorley 2006). The similarity-percentage (SIMPER) analysis was used to identify the contribution of each species driving geographic patterns of fish assemblages over time. SIMPER calculates the average dissimilarity among all

pairs of samples between reservoirs and then decomposes them into percentage contributions from each species (Clarke and Gorley 2006). A linear-regression analysis was used to assess the hypothesis that dissimilarity between fish assemblages increases in a longitudinal direction along the reservoir cascade. The statistic R from pairwise ANOSIM was tested against linear distance between sample sites.

To address the third question, the main drivers of the native-fish-assemblage structure after reservoir closure were assessed using distance-based linear models (DistLM; McArdle and Anderson 2001), on the basis of a Bray–Curtis dissimilarity matrix. Distance-based linear model is used to perform partitioning test hypotheses and build models (Anderson *et al.* 2008). The variables explored were reservoir age (time between the closure of the reservoir for filling and the year of sampling), the position of the reservoir in the cascade, reservoir area and abundance of non-native species. Trophic guilds were considered for non-native species in DistLM (see Table S1, available as Supplementary material to this paper), taking into account the hypothesis that predation by piscivorous could, in some cases, play a decisive role in the determination of total species richness, besides exerting control on fish biomass (Agostinho *et al.* 2007; Pelicice *et al.* 2015b; see Table S1). *A priori* correlation tests among variables demonstrated that none of them showed more than 70% of correlation (see Table S2, available as Supplementary material to this paper); then, all were included in the analysis. Variable selection was performed using a stepwise procedure. This procedure seeks to add a variable that will improve the selection criterion, and, after every step, it attempts to improve the criterion by removing a term (Clarke and Gorley 2006). Akaike information criterion (AIC) was used to rank models from all possible combinations of explanatory variables. The AIC optimises simplicity and parsimony, describing the utility of a model balancing goodness of fit (as assessed by sum of squares) with the number of parameters used (Akaike 1987). The contribution of each variable alone, and its statistical significance (from 999 permutations), was assessed by marginal tests. In sequence, a multi-model inference approach, in sequential test, was adopted.

Non-metric multidimensional scaling, SIMPROF, ANOSIM, SIMPER and DistLM analyses were performed using the software Primer-e (ver. 6.1.13, PRIMER-E, Albany, New Zealand, see <https://www.primer-e.com>; Clarke and Gorley 2006), with the add-on package PERMANOVA+ (Anderson *et al.* 2008). Kruskal–Wallis tests and generalised linear regression analyses were conducted using R (ver. 3.4.2, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria), with the packages ‘MASS’ (see <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>; Venables and Ripley 2002), ‘VGAM’ (see <https://cran.r-project.org/package=VGAM>; Yee and Wild 1996) and ‘rcompanion’ (ver. 1.10.1, S. Mangiafico, see <https://CRAN.R-project.org/package=rcompanion>).

Results

From 1993 to 2015, 72 fish species sampled with gill-nets were recorded in the studied reservoirs, representing five orders and 19 families (see Table S3, available as Supplementary material to this paper). The orders Characiformes (51.4%), Siluriformes

Table 2. Regression parameter estimated for species richness (total, native, non-native or migratory) and sampling year

The distributions applied to the generalised linear models (GLMs) are provided. z and P , z -statistic and corresponding P -value for testing the null hypothesis that the slope (and intercept) is equal to 0; AIC, Akaike information criterion, used for model selection; pseudo- R^2 (%), proportional increase in explained deviance

GLM distribution	Richness	Parameter	Estimate	s.e.	z	P	AIC	Pseudo- R^2
Negative binomial	Total	Intercept	58.72	11.06	5.31	<0.01	608.68	18.89
		Year	-0.03	0.01	-5.10	<0.01		
	Native	Intercept	86.24	11.21	7.69	<0.01	574.69	33.11
		Year	-0.04	0.01	-7.50	<0.01		
Generalised Poisson	Non-native	Intercept	-141.75	26.73	-5.30	<0.01	310.06	24.38
		Year	0.07	0.01	5.33	<0.01		
	Migratory	Intercept	81.39	14.72	5.53	<0.01	320.69	23.18
		Year	-0.04	0.015	-5.46	<0.01		

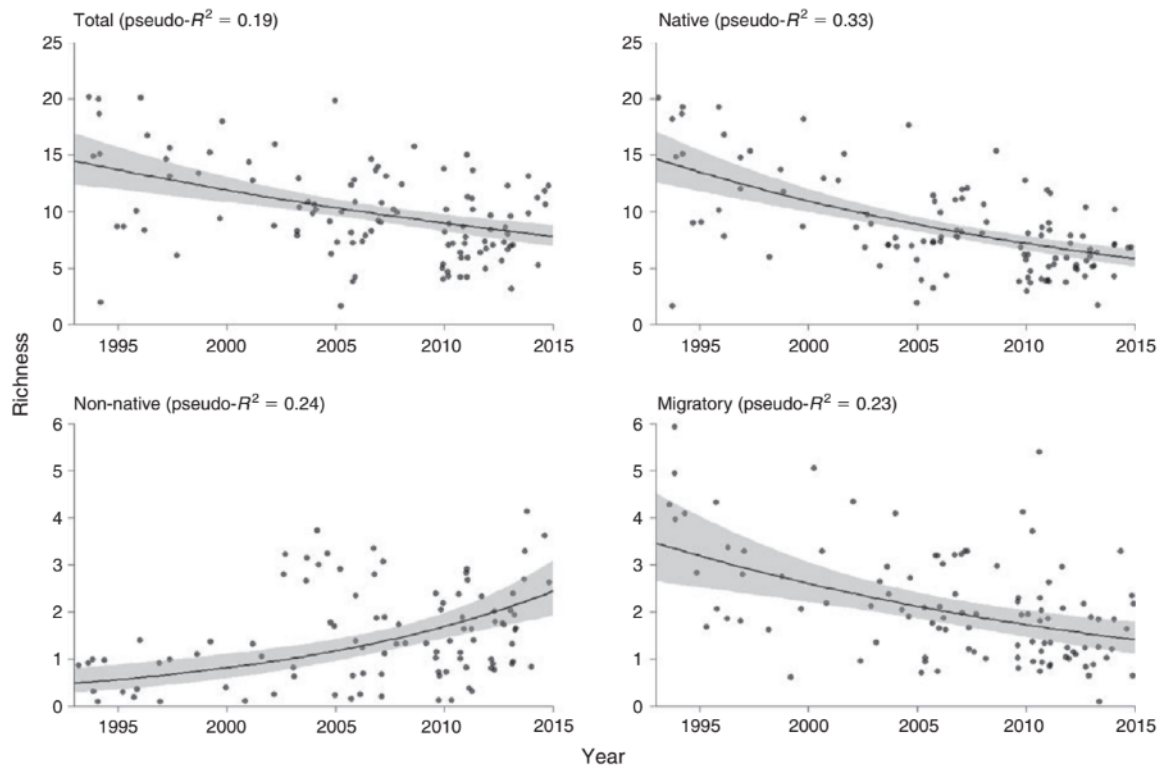


Fig. 2. Observed fish-species richness v. sampling year. Fitted models and confidence interval have been added. Negative binomial general linear model was used for total and native-species richness and generalised Poisson for non-native- and migratory-species richness.

(27.8%) and Perciformes (16.7%) together represented 95.8% of the total capture. Gymnotiformes and Cyprinodontiformes corresponded to 2.8 and 1.4% respectively. In all, 58 species were native to the basin and 14 were non-native (10 from other Brazilian basins and four from other countries).

The number of species in each reservoir varied from 36 to 45 species (mean \pm s.d.: 39.4 ± 3.5 species), whereas the maximum number of species collected in a single sampling round varied from 14 to 21 (mean \pm s.d.: 16.8 ± 3.4 species). Total species richness declined over time ($P < 0.01$, pseudo- $R^2 = 0.19$). This pattern was more explained for native species

($P < 0.01$, pseudo- $R^2 = 0.33$) than migratory species ($P < 0.01$, pseudo- $R^2 = 0.23$). The opposite was observed for non-native species richness, which increased over time ($P < 0.01$, pseudo- $R^2 = 0.24$; Table 2, Fig. 2).

Although spatial patterns of total species richness were not evident among reservoirs ($\chi^2 = 7.96$, $P = 0.09$), there was a tendency for the number of native species to decrease ($\chi^2 = 13.69$, $P < 0.01$) and for non-native species richness to increase ($\chi^2 = 28.97$, $P < 0.01$), in a downstream direction (Fig. 3). Total number and number of native species were shown to be more variable in upper reservoirs, namely, Nova Ponte and

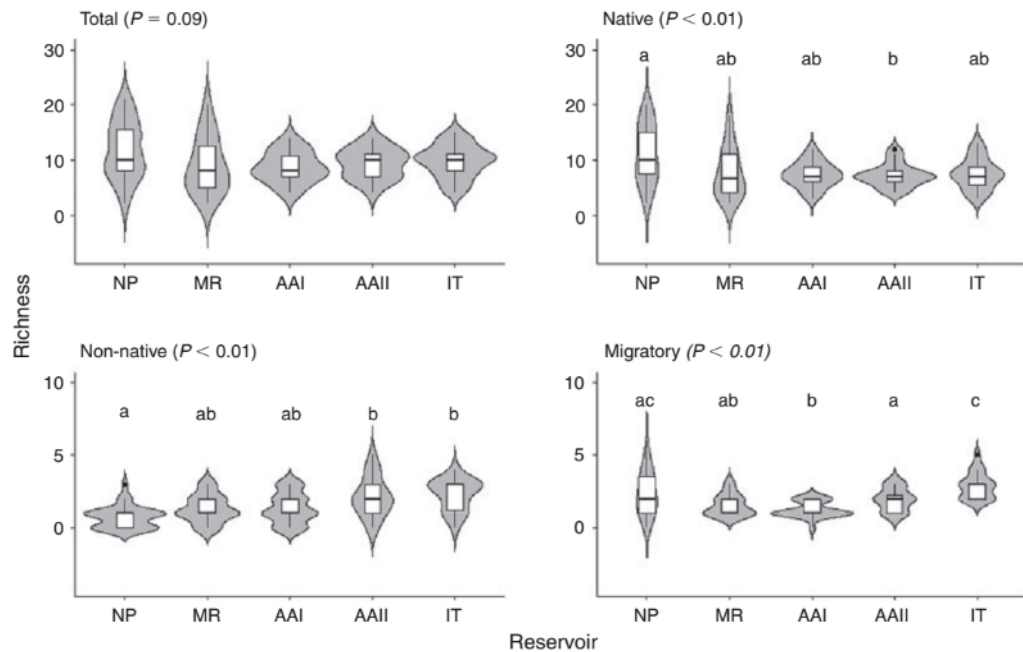


Fig. 3. Violin plot comparing the median, interquartile range and 95% confidence interval on the distribution pattern of richness among reservoirs. The shape of the violin plot corresponds to the data distribution by kernel-density estimation, meaning that wider sections represent a higher probability of that given value of richness in that reservoir; the skinnier sections represent a lower probability. P -values from Kruskal–Wallis test for richness among reservoirs are displayed. Reservoirs followed by the same letter do not differ significantly by Wilcoxon rank-sum test, at $\alpha = 0.05$. Reservoirs were identified from upstream to downstream direction, as follows: NP, Nova Ponte; MR, Miranda; AAI, Amador Aguiar I; AAI, Amador Aguiar II; IT, Itumbiara.

Miranda, which also registered the highest richness values. Non-native species tended to be more variable in the reservoirs at the end of the cascade, namely, Amador Aguiar II and Itumbiara. The highest number of non-native species was found in Itumbiara reservoir, followed by Miranda, with five and four non-native species being found respectively. During 23 years of monitoring, 12 migratory species were recorded. Although the difference was observed in richness of migratory species among the reservoirs ($\chi^2 = 27.94$, $P < 0.01$), there was no clear longitudinal pattern along Araguari River. However, Nova Ponte presented greater temporal variation in the distribution of migratory species richness, and Itumbiara differed from all the other reservoirs, presenting a higher median value (Fig. 3).

Ordination and ANOSIM analyses showed significant ($P < 0.01$, $R = 0.585$) differences in fish assemblages among reservoirs in the Araguari River (Fig. 4a). A longitudinal dissimilarity gradient was observed between fish assemblages of each reservoir. As the distance between reservoirs increased, fish-assembly dissimilarity also increased ($P = 0.04$, $R^2 = 0.48$; Fig. 4b).

When comparing the same reservoir over time, the similarity percentage among repeated surveys ranged from 29.0 to 46.5% (Table 3). Of all species registered, 18 (25%) comprised 90% of catches, and of these, three were non-native species and only *Pimelodus maculatus* (mandi) was common to all five reservoirs studied (Table 3). Dominant-species richness increased from upstream to downstream in Araguari cascade, from 3 to 7,

representing 7–19% of fish species that account for more than 90% of all abundance (Table 3).

Marginal tests showed that reservoir position alone explained 19.33% of the native-fish-assemblage structure, reservoir area explained 7.13% and age 6.35%. The non-native trophic guilds that explained the most variation in fish assemblages were the piscivorous and herbivorous guilds, with 9.85 and 8.76% respectively (Table 4). The position of the reservoir in the basin together with reservoir area, age and non-native herbivore species abundance were all included as factors in the best linear model based on distance (AIC = 851.56), explaining 40.84% of the fish-assemblage structure (Table 4).

Discussion

As predicted by the first hypothesis, long-term monitoring of fish assemblages in the Araguari reservoir cascade showed temporal reductions in the richness of native and migratory fish species, and an increase of non-native species after reservoir formation. Richness displayed a longitudinal gradient, with a clear tendency for non-native species to increase and a smooth tendency for native species to decline along the cascade (downstream direction). When considering fish-assemblage composition and species abundances, the longitudinal gradient was more evident, as fish assemblages became increasingly distinct with an increasing distance between sampled reservoirs, as predicted by the second hypothesis. Few species contributed

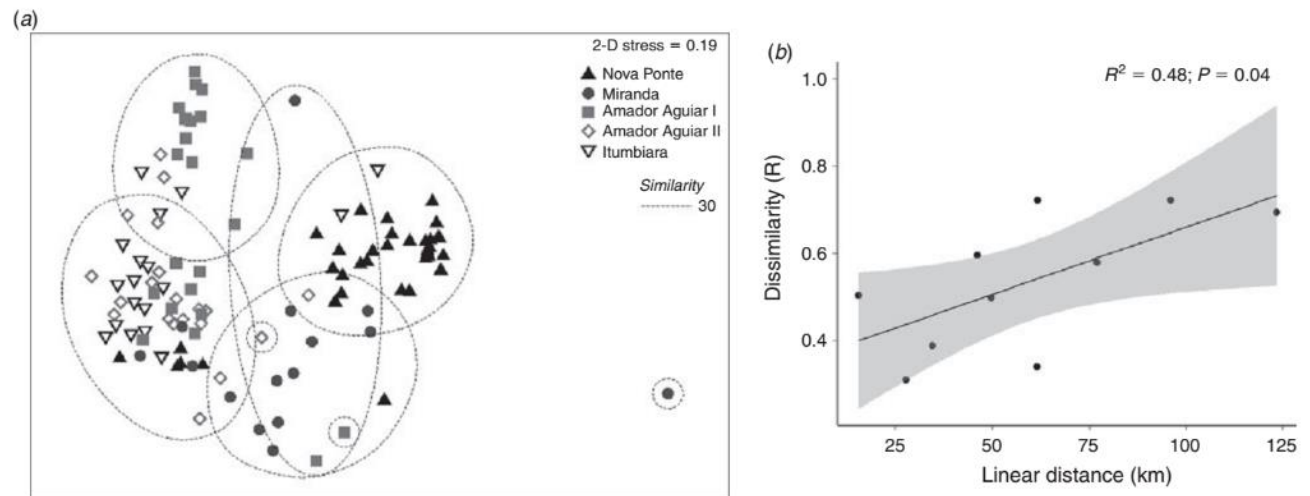


Fig. 4. (a) Fish-assemblage ordination from Araguari cascade system by non-metric multidimensional scaling (nMDS) using Bray–Curtis dissimilarity index, showing reservoirs identified by symbols and groups identified by dashed lines comprising 30% of similarity, given by sequence of similarity-profile (SIMPROF) tests on dendrograms from standard hierarchical clustering (analysis of similarity (ANOSIM): $P < 0.01$, $R = 0.585$). (b) Simple linear regression ($R^2 = 0.48$; $P = 0.04$) between reservoir dissimilarity (statistic R from pairwise ANOSIM) and linear distance (km) between each reservoir.

Table 3. Mean percentage contribution of the main species to total abundance (similarity percentage, SIMPER), in each reservoir, along the period of study, restricting the species list to ~90% of accumulated contribution

Bold values correspond to the most dominant species. Non-native species are denoted by the superscript letter E; migratory species are denoted by the superscript letter M; –, the species does not account for 90% of total abundance in that reservoir

Species	Nova Ponte	Miranda	Amador Aguiar I	Amador Aguiar II	Itumbiara
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	–	–	13.15	–	–
<i>Astyanax altiparanae</i>	77.97	2.84	–	–	–
<i>Astyanax fasciatus</i>	7.57	–	–	–	–
<i>Cichla kelberi</i> ^E	–	–	–	2.72	–
<i>Cichla spp.</i> ^E	–	–	–	–	2.7
<i>Hoplias intermedius</i>	–	4.6	–	4.76	–
<i>Hoplias malabaricus</i>	–	–	7.09	–	–
<i>Hypostomus spp.</i>	–	8.65	9.49	13.42	–
<i>Iheringichthys labrosus</i>	–	53.9	–	–	–
<i>Leporinus friderici</i>	–	–	–	2.82	3.93
<i>Metynnis maculatus</i> ^E	–	–	3.64	–	–
<i>Pimelodus maculatus</i> ^M	6.05	17.9	19.4	40.68	56.67
<i>Pinirampus pirinampu</i> ^M	–	–	–	–	10.97
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	–	–	–	–	2.08
<i>Satanoperca pappaterra</i> ^E	–	–	–	18.08	6.6
<i>Schizodon nasutus</i>	–	2.67	–	9.05	–
<i>Serrasalmus maculatus</i>	–	–	31.03	–	8.71
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	–	–	7.16	–	–
Accumulated contribution (%)	91.59	90.56	90.96	91.53	91.66
Interannual mean similarity (%)	46.49	29.00	32.73	39.73	38.97
Total richness	45	40	39	37	36
Dominant-species richness	3	6	7	7	7

to the overall capture in the studied reservoirs, showing high dominance, which decreased along the cascade. The third hypothesis was also supported, because changes in the native-fish-assemblage structure in the Araguari cascade system were explained by the longitudinal position, reservoir area, age and non-native species abundance. However, although the abundance of non-native piscivorous species was individually the

guild that explained most of the variance in fish-assemblage structure, only herbivorous-species abundance was included in the best linear model.

There are 310 fish species in upper Paraná River, of which, Characiformes and Siluriformes orders account for 80% of the biota (Langeani *et al.* 2007). During 23 years of surveys, 72 fish species were sampled with gill-nets in the Araguari cascade

Table 4. Marginal and sequential test results from distance-based linear models (DistLM)

Variables: Age, time after reservoir filling (years); Area, reservoir area (km²); position, reservoirs ordination in the cascade and trophic guilds of non-native fish species. Best model $R^2 = 0.41$

Parameter	SS (trace)	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i>	Explained variation (%)	AIC	Cumulative explained variation (%)
Marginal test						
Age	22 535	7.39	0.001	6.35		
Area	25 301	8.36	0.001	7.13		
Position	68 645	26.12	0.001	19.33		
Piscivorous	34 964	1.89	0.001	9.85		
Herbivorous	31 120	3.43	0.001	8.76		
Omnivorous	15 746	1.66	0.007	4.43		
Invertivorous	14 965	2.38	0.003	4.21		
Sequential test						
+Position	68 645	26.12	0.001	19.33	875.99	19.33
+Area	27 821	11.62	0.001	7.83	866.65	27.17
+Age	19 879	8.91	0.001	5.60	859.77	32.76
+ Herbivorous	28 696	4.74	0.001	8.08	851.56	40.84

system, corresponding to 23.2% of the total richness from upper Paraná River, including 79.2% of Characiformes and Siluriformes. Mean species richness in the Araguari reservoirs was 39.4 species. Despite gill-net selectivity, similar patterns have been observed in other Brazilian reservoirs (Agostinho *et al.* 2007). These authors evaluated monitoring data from 77 reservoirs and observed that 85% of them contained fewer than 40 fish species.

Richness, in general, declined in the years following reservoir formation. The reduction in the number of native species was the most striking change, followed by the loss of migratory species. In contrast, non-native species richness increased over the studied period. Loss of fish species is a recognised pattern in reservoirs (Bunn and Arthington 2002; Fukushima *et al.* 2007; Orsi and Britton 2014; Agostinho *et al.* 2016; Lima *et al.* 2016), resulting from environmental filters of the modified riverine environment (Gomes and Miranda 2001). A long-term shift in hydrological conditions, from lotic to lentic, and introduction of non-native species are generally the factors most highly correlated with the reduction in native species over the years in reservoirs (Petesse and Petreire 2012; Orsi and Britton 2014; Agostinho *et al.* 2016). Furthermore, once the reservoir cascade system reduces connectivity along the river channel, a loss of critical habitats for migratory species, and a loss of richness, are to be expected (Petesse and Petreire 2012; Cheng *et al.* 2015; Pelicice *et al.* 2015a).

Likewise, the increase of non-native species richness over time was not surprising. The introduction of non-native species is a recognised human-induced component of global change, which is causing a 'biotic homogenisation' of ecological communities around the world (Vitousek *et al.* 1997). Impoundments are considered one of the main vectors for the introduction of non-native fish species, along with sport fishing, aquarium trade and aquaculture (Garcia *et al.* 2017; Gubiani *et al.* 2018). Fish stocking and fish release for recreational angling have accompanied a series of reservoir constructions in the upper Paraná River basin, usually without criteria concerning the origin of the species (Lowe-McConnell 1999;

Agostinho and Gomes 2002). These activities may explain the increase in the non-native species in the Araguari cascade over time (Bunn and Arthington 2002; Johnson *et al.* 2008; Orsi and Britton 2014; Kuczynski *et al.* 2018).

Impoundments are also expected to decrease fish diversity downstream river, as a result of alterations in the environment (Ward and Stanford 1983; de Mérona *et al.* 2005; Zdankus *et al.* 2008). This aspect adds an important factor when observing fish assemblages along a reservoir cascade. Considering total richness, surprisingly no significant difference was observed among the reservoirs. Some studies have shown that the fish-distribution pattern, in South-American rivers, follows the higher richness and diversity at the mouth than at the headwaters (Lowe-McConnell 1999). The same trend was observed in a reservoir cascade system in Tennessee River, where species richness increased in a downstream direction (Miranda *et al.* 2008). Nevertheless, the results showed that the maximum number of native species in a sample decreased from 20 to 12 species, whereas the maximum number of non-native species increased from three to five species, in an upstream to downstream direction. The decrease in native fish-species richness and the increase in non-native species richness along the cascade may explain why no significant difference in the total richness was observed among the reservoirs. Non-native fish-species richness also showed a tendency to increase along a reservoir cascade in the Paranapanema River basin (Garcia *et al.* 2017). In contrast, migratory-species richness displayed a slight negative tendency along the Araguari cascade. For such species, the presence of free-flowing rivers may exert a more important influence than does the reservoir position in the cascade (Daga and Gubiani 2012; Pelicice *et al.* 2015a), because higher richness occurs in reservoirs that present lotic stretches or tributaries upstream of the impounded areas.

Shifts in fish-assemblage composition along the Araguari cascade system indicated a longitudinal gradient, because dissimilarity increased in a downstream direction. The same pattern has been observed in successive reservoirs in tributaries of upper Paraná River (Agostinho *et al.* 2007; Petesse and

Petrere 2012) and in the Tennessee River (Miranda *et al.* 2017). Small and medium-size species, generally non-migratory, dominated the reservoirs studied, and these traits are usually selected for across-reservoir cascades (dos Santos *et al.* 2017). In a study of fish-species distributions in the upper Paraná River, Agostinho *et al.* (1995) observed a widespread occurrence of mandis (*Pimelodus maculatus* and *Iheringichthys labrosus*), lambaris (*Astyanax*), piranhas (*Serrassalmus*) and traíras (*Hoplias*). Those species were also dominant in the Araguari cascade system. The five reservoirs showed only one common dominant species, namely *Pimelodus maculatus*, which is a medium-sized omnivorous catfish, ~36 cm in maximum total length, and performs short migrations to spawn in lotic environments (Nakatani *et al.* 2001; Suzuki *et al.* 2004). Only in the Itumbiara reservoir was a long-distance migratory species, *Pinirampus pinirampu*, abundant. A possible explanation for the high contribution of this species for fish abundance in this reservoir may be the existence of upstream lotic stretches.

Native fish assemblages in the Araguari cascade system were significantly structured by reservoir position along the river. This result, in addition to those already presented, suggested that fish-assemblage composition depended on the longitudinal position, with some influence of the adjacent reservoir, providing evidence for SDC (Ward and Stanford 1983). Reservoir position in the cascade have also appeared to be an important factor in determining abiotic and biotic conditions in several studies that considered this kind of a system (Barbosa *et al.* 1999; Miranda *et al.* 2008; Nogueira *et al.* 2010; Li *et al.* 2013; Miranda and Dembkowski 2016; Xiong *et al.* 2016; dos Santos *et al.* 2017). The abundance of different trophic guilds of non-native species also seems an important factor in structuring fish assemblages, and piscivorous species were the best predictor (9.85%). The role of this guild in altering fish assemblages in reservoirs is well known (dos Santos *et al.* 2017). However, the best model did not include piscivorous non-native fish species as a predictor, probably owing to its correlation with reservoir position (Table S2). Position, area, age and herbivorous non-native fish species together explained 40.8% of the assemblage structure. Reservoir area is aligned to the species–area hypothesis (MacArthur and Wilson 1967) that predicts that larger areas encompass a greater number of species. Fish-species richness in the Neotropics tends to be positively correlated with the reservoir area (Bailly *et al.* 2016). The presence of age variable in the model corroborated previous results that demonstrated a decreased tendency of richness as the reservoir gets older. Colonisation patterns of fish assemblages change over time after reservoir filling (Agostinho *et al.* 2016; Bailly *et al.* 2016; Ortega *et al.* 2018). Among the non-native herbivores, *Metynnis maculatus* was the most abundant, as in other reservoirs in the basin (Britto and Carvalho 2006; Ramos *et al.* 2008). However, the way in which it interferes with native species is still poorly understood, and should be investigated. It is important to note that there was still variance unexplained by the model, which may be related to regional conditions, unmeasured variables, stochastic processes and sampling variability.

Information on the effects of reservoir cascades on fish assemblages is scarce. Therefore, the use of long-term monitoring data for basin-scale analysis of fish-diversity patterns following impoundment, such as in the present study, is more informative for decision makers than are analyses based on

snapshots of individual reservoirs. Each reservoir responds distinctively to the impact of its formation, but clear impacts of the loss in longitudinal connectivity in aquatic ecosystems were detected in the Araguari cascade system. In addition to these patterns, the observed longitudinal gradient suggested an additive effect of nearby reservoirs on fish-assemblage structure. Therefore, these aspects should be further investigated to determine possible cumulative effects in a reservoir cascade, and must be carefully considered in the first stage of hydropower development plans in river-basin inventories, when alternatives for dam construction are being studied.

The influence of the longitudinal position of the reservoir along the cascade reinforced the SDC and demonstrated the importance of a larger-scale spatial analysis, i.e. across river basins. Considering the possible effects of tributaries and lotic stretch, in contributing to fish diversity in reservoirs (e.g. migratory species) as hypothesised, monitoring schemes should include sample sites in such rivers. Because shifts in fish assemblages are revealed with time, it is important to maintain such long-term monitoring schemes to evaluate whether the negative effects of impoundment on native fish diversity will stabilise or continue as they get older. Finally, the monitoring of non-native fish-species populations is also crucial to inform any program that aims to prevent, control or eradicate such species.

Conflicts of interest

The authors declare that they have no conflicts of interest.

Acknowledgements

We thank Peixe Vivo Program from Cemig Geração e Transmissão (Power Co. of Minas Gerais) and Aneel Research & Development Program (Programa de P&D) for funding. Enio Brandão, Newton Prado and Rafael Fiorine, representing Cemig, supported the development of this study. Guilherme Melazo, representing CCBE – Consórcio Capim Branco Energia, supported the development of this study. Colleagues from Peixe Vivo Program and Federal University of Lavras, Fish Ecology Laboratory, helped with analysis of the results and discussion. P. S. Pompeu received a grant from CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico) (303548/2017-7).

References

- Abdi, H. (2010). Holm's sequential Bonferroni procedure. In 'Encyclopedia of Research Design'. (Ed. N. J. Salkind.) pp. 1–8. (Sage: Thousand Oaks, CA, USA.)
- Agostinho, A. A., and Gomes, L. C. (2002). 'Biodiversity and Fisheries Management in the Paraná River Basin: Successes and Failures.' Blue Millennium–World Fisheries Trust CRDI–UNEP. (Universidade Estadual do Maringá: Maringá, Brazil.)
- Agostinho, A. A., Júlio Júnior, H. F., and Borghetti, J. R. (1992). Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR XX*, 89–107.
- Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. D. M., and Thomaz, S. M. (1995). High river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In 'Limnology in Brazil'. (Eds J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo, and T. Matsumura-Tundisi.) pp. 59–103. (Brazilian Academy of Science and Brazilian Limnological Society: Rio de Janeiro, Brazil.)
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., and Pelicice, F. M. (2007). 'Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil.' (EDUEM: Maringá, Brazil.)
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., and 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. doi:10.1590/S1519-69842008000500019
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., and Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* **173**, 26–36. doi:10.1016/J.FISHRES.2015.04.006
- Akaike, H. (1987). Factor analysis and AIC. *Psychometrika* **52**, 317–332. doi:10.1007/BF02294359
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., and Clarke, K. R. (2008). 'Permanova + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods', 1st edn. (PRIMER-E Ltd: Plymouth, UK.)
- Bailly, D., Cassemiro, F. A. S., Winemiller, K. O., Diniz-Filho, J. A. F., and Agostinho, A. A. (2016). Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human-modified systems. *Journal of Biogeography* **43**, 1679–1689. doi:10.1111/JBI.12749
- Barbosa, R. B. (2012). Análise de investimentos para a gestão participativa no ambiente rural da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (MG). In 'Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos: Exemplos Mineiros'. (Eds C. A. Di Mauro, V. Rosolen, and V. de O. Ferreira.) pp. 300–312. (Assis Editora: Uberlândia, Brazil.)
- Barbosa, F. A. R., Padišák, J., Espíndola, E. L. G., Borics, G., and Rocha, O. (1999). The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the River Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In 'Theoretical Reservoir Ecology and its Applications'. (Eds J. G. Tundisi and M. Straskraba.) pp. 425–437. (Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers: São Carlos, Brazil.)
- Barletta, M., Jaureguizar, A. J., Baigun, C., Fontoura, N. F., Agostinho, A. A., Almeida-Val, V. M. F., Val, A. L., Torres, R. A., Jimenes-Segura, L. F., Giarrizzo, T., Fabré, N. N., Batista, V. S., Lasso, C., Taphorn, D. C., Costa, M. F., Chaves, P. T., Vieira, J. P., and Corrêa, M. F. M. (2010). Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *Journal of Fish Biology* **76**, 2118–2176. doi:10.1111/J.1095-8649.2010.02684.X
- Baumgartner, M. T., Baumgartner, G., and Gomes, L. C. (2018). Spatial and temporal variations in fish assemblage: testing the zonation concept in small reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **78**(3), 487–500. doi:10.1590/1519-6984.170424
- Baxter, R. M. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* **8**, 255–283. doi:10.1146/ANNUREV.ES.08.110177.001351
- Box, G. E. P., and Pierce, D. A. (1970). Distribution of residual correlations in autoregressive-integrated moving average time series models. *Journal of the American Statistical Association* **65**, 1509–1526. doi:10.1080/01621459.1970.10481180
- Britto, S. G. C., and Carvalho, E. D. (2006). Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Brasiliensis* **18**, 377–388.
- Bunn, S. E., and Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**, 492–507. doi:10.1007/S00267-002-2737-0
- Cachapuz, P. B. B. (2006). 'Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952–2005'. (Centro da Memória da Eletricidade no Brasil: Rio de Janeiro, Brazil.)
- Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Costa, A. D. A., Britton, J. R., and Orsi, M. L. (2017). Impoundments facilitate a biological invasion: dispersal and establishment of non-native armoured catfish *Loricariichthys platymetopon* (Isbrückler & Nijssen, 1979) in a Neotropical river. *Limnologia* **62**, 34–37. doi:10.1016/J.LIMNO.2016.11.001
- Cheng, F., Li, W., Castello, L., Murphy, B. R., and Xie, S. (2015). Potential effects of dam cascade on fish: lessons from the Yangtze River. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **25**, 569–585. doi:10.1007/S11160-015-9395-9
- Clarke, K. R., and Gorley, R. N. (2006). 'PRIMER v6: User Manual/ Tutorial', 1st edn. (PRIMER-E Ltd: Plymouth, UK.)
- Clarke, K. R., and Warwick, R. M. (2001). 'Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation', 2nd edn. (PRIMER-E: Plymouth, UK.)
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., and Gorley, R. N. (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota–environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **366**, 56–69. doi:10.1016/J.JEMBE.2008.07.009
- Clavero, M., and Hermoso, V. (2011). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation* **20**, 41–57. doi:10.1007/S10531-010-9945-3
- Consul, P. C., and Famoye, F. (2006). 'Lagrangian Probability Distributions.' (Birkhauser: Boston, MA, USA.)
- Daga, V. S., and Gubiani, E. A. (2012). Variations in the endemic fish assemblage of a global freshwater ecoregion: associations with introduced species in cascading reservoirs. *Acta Oecologica* **41**, 95–105. doi:10.1016/J.ACTAO.2012.04.005
- de Mérona, B., Vigouroux, R., and Tejerina-Garro, F. L. (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
- dos Santos, N. C. L., de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Aratijo, I. M., Severi, W., Bini, L. M., Gomes, L. C., and Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia* **802**, 245–253. doi:10.1007/S10750-017-3274-4
- Empresa de Pesquisa Energética (2007). 'Plano Nacional de Energia 2030.' (Ministério de Minas e Energia: Brasília, Brazil.)
- Faria, F. C. and Jordão, L. F. A. (2012). 'Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Araguari, Araguari.' (Monte Plan Ltda: Araguari, Brazil.)
- Ferrareze, M., Casatti, L., and Nogueira, M. G. (2014). Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia* **738**, 97–109. doi:10.1007/S10750-014-1922-5
- Fukushima, M., Kameyama, S., Kaneko, M., Nakao, K., and Ashley Steel, E. (2007). Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. *Freshwater Biology* **52**, 1511–1524. doi:10.1111/J.1365-2427.2007.01783.X
- Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P., and Orsi, M. L. (2017). Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions* **13**(May), 1–13.
- Gomes, L. C., and 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 and Management* **17**, 67–76. doi:10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P
- Gubiani, É. A., Ruaro, R., Ribeiro, V. R., Eichelberger, A. C. A., Bogoni, R. F., Lira, A. D., Cavalli, D., Piana, P. A., and da Graça, W. J. (2018). Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia* **817**(1), 57–69. doi:10.1007/S10750-018-3617-9
- Habit, E., Belk, M. C., and Parra, O. (2007). Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. *Aquatic Conservation* **17**, 37–49. doi:10.1002/AQC.774
- Hilbe, J. M. (2014). 'Modeling Count Data.' (Cambridge University Press: New York, NY, USA.)
- Hoeinghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., Kashiwaqui, E. A. L., and 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. doi:10.1111/J.1523-1739.2009.01248.X

- Holm, S. (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* **6**, 65–70.
- Johnson, P. T. J., Olden, J. D., and Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**, 357–363. doi:10.1890/070156
- King, M. (1995). 'Fisheries Biology, Assessment and Management.' (Fishing News Books: Oxford, UK.)
- Kuczynski, L., Legendre, P., and Grenouillet, G. (2018). Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980s. *Global Ecology and Biogeography* **27**, 213–222. doi:10.1111/GEB.12690
- Langeani, F., and Rêgo, A. C. L. (2014). 'Guia Ilustrado dos Peixes da Bacia do Rio Araguaari.' (Grupo de Mídia Brasil Central: Uberlândia, Brazil.)
- Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., and Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* **7**, 181–197. doi:10.1590/S1676-06032007000300020
- Li, J., Dong, S., Liu, S., Yang, Z., Peng, M., and Zhao, C. (2013). Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang–Mekong River. *Ecological Engineering* **60**, 316–324. doi:10.1016/J.ECOLENG.2013.07.029
- Lima, A. C., Agostinho, C. S., Sayanda, D., Pelicice, F. M., Soares, A. M. V. M., and Monaghan, K. A. (2016). The rise and fall of fish diversity in a Neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia* **763**, 207–221. doi:10.1007/S10750-015-2377-Z
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). 'Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais.' (Edusp: São Paulo, Brazil.)
- MacArthur, R. H., and Wilson, E. (1967). 'The Theory of Island Biogeography.' (Princeton University Press: Princeton, NJ, USA.)
- McArdle, B. H., and Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy. *Ecology* **82**, 290–297. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2
- Miranda, L. E., and Dembkowski, D. J. (2016). Evidence for serial discontinuity in the fish community of a heavily impounded river. *River Research and Applications* **32**, 1187–1195. doi:10.1002/RRA.2936
- Miranda, L. E., Habrat, M. D., and Miyazono, S. (2008). Longitudinal gradients along a reservoir cascade. *Transactions of the American Fisheries Society* **137**, 1851–1865. doi:10.1577/T07-262.1
- Miranda, L. E., Keretz, K. R., and Gilliland, C. R. (2017). Gradients in catostomid assemblages along a reservoir cascade. *River Research and Applications* **33**(6), 983–990. doi:10.1002/RRA.3144
- Nagelkerke, N. J. D. (1991). A note on the general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* **78**, 691–692. doi:10.1093/BIOMET/78.3.691
- Nakatani, K., Agostinho, A. A., Baumgartner, G., Białetzki, A., Sanches, P. V., Makrakis, M. C., and Pavanelli, C. S. (2001). 'Ovos e Larvas de Peixes de Água Doce: Desenvolvimento e Manual de Identificação', 1st edn. (EDUEM: Maringá, Brazil.)
- Nogueira, M., Ferrareze, M., Moreira, M., and Gouvêa, R. (2010). Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical–subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* **70**, 781–793. doi:10.1590/S1519-69842010000400009
- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., and Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology* **63**, 293–305. doi:10.1111/FWB.13064
- Orsi, M. L., and Britton, J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a Neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology* **84**, 1964–1970. doi:10.1111/JFB.12392
- Ortega, J. C. G., Agostinho, A. A., Santos, N. C. L., Agostinho, K. D. G. L., Oda, F. H., Severi, W., and Bini, L. M. (2018). Similarities in correlates of native and introduced fish species richness distribution in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* **817**(1), 167–177. doi:10.1007/S10750-018-3508-0
- Pelicice, F. M., and Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* **11**, 1789–1801. doi:10.1007/S10530-008-9358-3
- Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., and Agostinho, A. A. (2015a). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* **16**, 697–715. doi:10.1111/FAF.12089
- Pelicice, F. M., Latini, J. D., and Agostinho, A. A. (2015b). Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* **746**, 271–283. doi:10.1007/S10750-014-1911-8
- Pettesse, M. L., and Petreter, M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê River Basin, Brazil. *Ecological Engineering* **48**, 109–116. doi:10.1016/J.ECOLENG.2011.06.033
- Pettesse, M. L., Petreter, M., and Agostinho, A. A. (2014). Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering* **69**, 139–150. doi:10.1016/J.ECOLENG.2014.03.070
- Ramos, I. P., Vidotto-Magnoni, A. P., and Carvalho, E. A. (2008). Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River Basin). *Acta Limnologica Brasiliensia* **20**, 245–252.
- Ribeiro, T. C. (2013). Migração de peixes neotropicais em rios com barramentos sucessivos. Ph.D. Thesis, Federal University of Minas Gerais, Brazil.
- Ruppert, J. L. W., Docherty, C., Neufeld, K., Hamilton, K., MacPherson, L., and Poesch, M. S. (2017). Native freshwater species get out of the way: Prussian carp (*Carassius gibelio*) impacts both fish and benthic invertebrate communities in North America. *Royal Society Open Science* **4**, 170400. doi:10.1098/RSOS.170400
- Sales, N. G., Pessali, T. C., Andrade Neto, F. R., and Carvalho, D. C. (2018). Introgression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological Invasions* **20**, 555–566. doi:10.1007/S10530-017-1556-4
- Souza, R. C. R., Rodrigues, R. R., Rêgo, A. C. L., Araújo, Á. R., Prado, I. G., Carvalho, M. M., Silva, T. T., and Godinho, A. L. (2017). Fish diversity downstream of hydropower plants of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In 'Risk Assessment of Fish Death at Hydropower Plants in Southeastern Brazil'. (Eds R. C. Loures and A. L. Godinho.) pp. 97–128. (Companhia Energética de Minas Gerais: Belo Horizonte, Brazil.)
- Stanford, J. A., and Ward, J. (2001). Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research and Management* **17**, 303–310. doi:10.1002/RRR.659
- Suzuki, H. I., Vazzoler, A. E. A. D. M., Marques, E. E., Lizama, M. D. L. A. P., and Inada, P. (2004). Reproductive ecology of the fish assemblages. In 'The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation'. (Eds S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn.) pp. 271–292. (Backhuys Publishers: Leiden, Netherlands.)
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., and Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 130–137. doi:10.1139/F80-017
- Venables, W. N., and Ripley, B. D. (2002). 'Modern Applied Statistics with S', 4th edn. (Springer: New York, NY, USA.)
- Vitousek, P. M., Antonio, C. M. D., Loope, L. L., Rejmánek, M., Westbrooks, R., and Carolina, N. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* **21**, 1–16.
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A., and Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* **10**, 98–108. doi:10.1111/J.1467-2979.2008.00312.X

- Vono, V. (2002). Efeitos da implantação de duas barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes do rio Araguari (Bacia do Alto Paraná, MG). Ph.D. Thesis, Federal University of Minas Gerais, Brazil.
- Ward, J. V., and Stanford, J. A. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In 'Dynamics of Lotic Ecosystems'. (Eds T. D. Fontaine and S. M. Bartell.) pp. 29–42. (Ann Arbor Science Publishers: Ann Arbor, MI, USA.)
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I. G., Darwall, W., Lujan, N. K., Harrison, I., Stiassny, M. L. J., Silvano, R. A. M., Fitzgerald, D. B., Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Albert, J. S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J. P., Arantes, C. C., Sousa, L. M., Koning, A. A., Hoetinghaus, D. J., Sabaj, M., Lundberg, J. G., Armbruster, J., Thieme, M. L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G. T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C. S., Akama, A., Soesbergen, A. v., Saenz, L., van Soesbergen, A., and Saenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* **351**, 128–129. doi:10.1126/SCIENCE.AAC7082
- Wright, S. P. (1992). Adjusted *P*-values for simultaneous inference. *Biometrics* **48**, 1005–1013. doi:10.2307/2532694
- Xiong, W., Li, J., Chen, Y., Shan, B., Wang, W., and Zhan, A. (2016). Determinants of community structure of zooplankton in heavily polluted river ecosystems. *Scientific Reports* **6**, 22043. doi:10.1038/SREP22043
- Yee, T. W., and Wild, C. J. (1996). Vector generalized additive models. *Journal of the Royal Statistical Society – A. Statistics in Society* **3**, 481–493.
- Zdankus, N., Vaikasas, S., and Sabas, G. (2008). Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* **16**, 128–134. doi:10.3846/1648-6897.2008.16.128-134
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., and Smith, G. M. (2009). 'Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R.' (Springer: New York, NY, USA.)

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Marine and Freshwater Research
<https://doi.org/10.1071/MF18109>

© CSIRO 2018

Supplementary material

Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages

Raquel Coelho Loures^{A,C} and Paulo Santos Pompeu^B

^ACemig Geração e Transmissão, Gerência de Ações e Programas Ambientais e Apoio à Operação, Programa Peixe Vivo, Avenida Barbacena, 1200, 30190-131, Belo Horizonte, MG, Brazil.

^BUniversidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Departamento de Biologia, Setor de Ecologia, Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Caixa Postal-3037, 37200-000 Lavras, MG, Brazil.

^CCorresponding author. Email: quelloures@gmail.com

Table S1. Non-native species detected during monitoring-program sampling, 1993–2015, in Araguari cascade system

Trophic guilds were determined on the basis of literature review to perform a distance-based linear model (DistLM)

Species	Herbivorous	Invertivorous	Omnivorous	Piscivorous	Reference
<i>Cichla kelberi</i>				X	Gomiero and Braga 2008
<i>Cichla piquiti</i>				X	Gomiero and Braga 2008
<i>Cichla</i> spp.				X	Gomiero and Braga 2008
<i>Coptodon rendalli</i>			X		Luz-Agostinho <i>et al.</i> 2006
<i>Cyprinus carpio</i>			X		Kloskowski 2011
<i>Leporinus macrocephalus</i>	X				Pavanelli <i>et al.</i> 2007
<i>Metynnis lippincottianus</i>	X				de Aquino Moreira <i>et al.</i> 2010
<i>Metynnis maculatus</i>	X				Rêgo 2008
<i>Micropterus salmoides</i>				X	Sanches and Rodrigues 2011
<i>Oreochromis niloticus</i>			X		Luz-Agostinho <i>et al.</i> 2006
<i>Pygocentrus nattereri</i>				X	Rêgo 2008
<i>Satanoperca pappaterra</i>				X	Hahn <i>et al.</i> 2004
<i>Serrasalmus marginatus</i>				X	Hahn <i>et al.</i> 2004
<i>Triportheus nematurus</i>		X			Vidotto-Magnoni and Carvalho 2009

Table S3. Species recorded by long-term monitoring, from 1993 to 2015, in the Araguari reservoir cascade system

Threatened-species categories were indicated for Brazil and Minas Gerais State (MG): VU, vulnerable; EN, endangered; CR, critically endangered

Number	Taxon	Common name	Origin	Threatened species	Migratory
	Cypriniformes				
1	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa	Non-native	No	No
	Characiformes				
	Acestrorhynchidae				
2	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Peixe-cachorro	Native	No	No
	Anostomidae				
3	<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	Solteira	Native	No	No
4	<i>Leporinus amblyhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	Piau, timburé	Native	No	No
5	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Piau-três-pintas	Native	No	Yes
6	<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	Ferreirinha, flamenguinho	Native	No	No
7	<i>Leporinus</i> sp.	Piau	-	-	-
8	<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	Piau-listrado	Native	No	No
9	<i>Megaleporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	Piaussu, piavuçu	Non-native	No	Yes
10	<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	Piapara	Native	No	Yes
11	<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	Taguara, ximboré	Native	No	No
	Characidae				
12	<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Lambari-do-rabo-amarelo, tambiu	Native	No	No
13	<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	Lambari	Native	No	No
14	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho	Native	No	No
15	<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Lambari	Native	No	No
16	<i>Brycon nattereri</i> Günther, 1864	Pirapitinga	Native	VU (Brazil) & EN (MG)	No
17	<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	Piracanjuba, piracanjuba	Native	EN (Brazil) & CR (MG)	Yes
18	<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	Peixe-cadela, peixe-cigarra	Native	No	No
19	<i>Metynniss lippincottianus</i> (Cope, 1870)	Pacu-marrecá	Non-native	No	No
20	<i>Metynniss maculatus</i> (Kner, 1858)	Pacu-cd, pacu-peva	Non-native	No	No
21	<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	Pacu-prata, pacu-peva	Native	VU (Brazil) & EN (MG)	No
22	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Lambari, piaba, piquira	Native	No	No
23	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Pacu-caranha, pacu	Native	No	Yes
24	<i>Planaltina myersi</i> Böhlke, 1954	Piranha	Native	No	No
25	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	Dourado	Non-native	No	No
26	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	Dourado	Native	No	Yes

Number	Taxon	Common name	Origin	Threatened species	Migratory
27	<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	Tabarana	Native	No	Yes
28	<i>Serrasalminus maculatus</i> Kner, 1858	Piranha, pirambeba	Native	No	No
29	<i>Serrasalminus marginatus</i> Valenciennes, 1837	Piranha	Non-native	No	No
30	<i>Triporthesus nematurus</i> (Spix & Agassiz, 1829) Curimatidae	Sardinha	Non-native	No	No
31	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Branquinha, saguiru	Native	No	No
32	<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	Branquinha, saguiru	Native	No	No
33	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948) Erythrinidae	Branquinha, saguiru	Native	No	No
34	<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	Lobó, traíra, trairão	Native	No	No
35	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794) Parodontidae	Lobó, traíra	Native	No	No
36	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	Canivete, charuto, durinho	Native	No	No
37	<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859 Prochilodontidae	Canivete, charuto, durinho	Native	No	No
38	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837) Gymnotiformes	Curimba, curimbatá	Native	No	Yes
39	Gymnotidae <i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	Tuvira	Native	No	No
40	Sternopygidae <i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836) Siluriformes	Espadinha	Native	No	No
41	Auchenipteridae <i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Babão, cangati	Native	No	No
42	Callichthyidae <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) Doradidae	Caborja, tamboatá, tamoatá	Native	No	No
43	Rhinodoras <i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855) Heptapteridae	Abotoado, armado	Native	No	No
44	<i>Pimelodella</i>	-	Native	-	No
45	<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	Mandi-chorão	Native	No	No
46	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) Loricariidae	Bagre, jundiá	Native	No	No
47	<i>Hyposostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)	Cascudo, acari	Native	No	No
48	<i>Hyposostomus regani</i> (Thering, 1905)	Cascudo-chita, cascudo-chitão	Native	No	No

Number	Taxon	Common name	Origin	Threatened species	Migratory
49	<i>Hypostomus</i> spp.	Cascudo	Native	–	No
50	<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)	Cascudo	Native	No	No
51	<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters, 1881)	Cascudo-abacaxi	Native	No	No
52	<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900)	Cascudo-chinelo	Native	No	No
	Pimelodidae				
53	<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	Mandi-beiçudo, mandi-bicudo	Native	No	No
54	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	Mandi, mandi-amarelo	Native	No	Yes
55	<i>Pimelodus microstoma</i> Steindachner, 1877	Mandi	Native	No	No
56	<i>Pimelodus paranaensis</i> Britski & Langeani, 1988	Mandi	Native	No	No
57	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Barbado	Native	No	Yes
58	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Pintado	Native	No	Yes
59	<i>Zungaro jahu</i> (Thering, 1898)	Jatú	Native	CR (MG)	Yes
	Pseudopimelodidae				
60	<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1835)	Bagre-sapo, pacamã	Native	No	No
	Perciformes				
	Centrarchidae				
61	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	Black bass	Non-native	No	No
	Cichlidae				
62	<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	Acará	Native	No	No
63	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	Tucunaré-amarelo	Non-native	No	No
64	<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	Tucunaré-azul	Non-native	No	No
65	<i>Cichla</i> spp.	Tucunaré	Non-native	–	No
66	<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	Acará, cará	Native	No	No
67	<i>Cichlasoma</i> spp.	Acará	–	–	No
68	<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilapia	Non-native	No	No
69	<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman, 1911	Joaninha	Native	No	No
70	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Acará, cará	Native	No	No
71	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilapia	Non-native	No	No
72	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	Acará, cará, zoiúdo	Non-native	No	No

References

- de Aquino Moreira, L. H., Hideki Yamada, F., Lopes Ceschini, T., Massato Takemoto, R., and Cezar Pavanelli, G. (2010). The influence of parasitism on the relative condition factor (K_n) of *Metynnis lippincottianus* (Characidae) from two aquatic environments: the upper Paraná river floodplain and Corvo and Guairacá rivers, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* **32**, 83–86. [10.4025/actasciobiolsci.v32i1.3668](https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v32i1.3668)
- Gomiero, L. M., and Braga, F. M. de S. (2008). Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the State of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotropica* **8**, 41–47. [doi:10.1590/S1676-06032008000100004](https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100004)
- Hahn, N. S., Fugì, R., and Andrian, I. (2004). Trophic ecology of the fish assemblages. In ‘The Upper Parana River and its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation’. (Eds S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn.) pp. 247–269. (Backhuys Publishers: Leiden, Netherlands.)
- Kloskowski, J. (2011). Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology* **178**, 245–255. [doi:10.1127/1863-9135/2011/0178-0245](https://doi.org/10.1127/1863-9135/2011/0178-0245)
- Luz-Agostinho, K. D. G., Bini, L. M., Fugì, R., Agostinho, A. A., and Julio, J. H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá Reservoir, Paraná River Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **4**, 61–68. [doi:10.1590/S1679-62252006000100005](https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000100005)
- Pavanelli, C. S., da Graça, W. J., Zawadzki, C. H., Britski, H. A., Vidotti, A. P., Avelino, G. S., and Veríssimo, S. (2007). Fishes from the Corumbá Reservoir, Paranaíba River drainage, upper Paraná River Basin, State of Goiás, Brazil. *Check List* **3**, 58–64. [doi:10.15560/3.1.58](https://doi.org/10.15560/3.1.58)
- Rêgo, A. C. L. (2008). Composição, abundância e dinâmica reprodutiva e alimentar de populações de peixes de um reservatório recém-formado (UHE Capim Branco I/MG). M.Sc. Thesis, Universidade Federal de Uberlândia.
- Sanches, J. C., and Rodrigues, A. M. (2011). O achigã (*Micropterus salmoides*), uma espécie com interesse para a pesca desportiva. *Agroforum* **19**, 17–22.
- Vidotto-Magnoni, A. P., and Carvalho, E. D. (2009). Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology* **7**, 701–708. [doi:10.1590/S1679-62252009000400020](https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000400020)

CAPÍTULO 2

Capítulo escrito em formato de artigo, submetido e aceito para publicação na revista Freshwater Biology. Contudo a versão aqui apresentada poderá apresentar algumas diferenças da versão a ser publicada devido a revisão final ainda em processo junto a revista.

TEMPORAL CHANGES IN FISH DIVERSITY IN LOTIC AND LENTIC ENVIRONMENTS ALONG A RESERVOIR CASCADE

Raquel Coelho Loures & Paulo Santos Pompeu



SUMMARY

1. Long-term modifications in hydrological conditions due to river damming result in varied effects on fish diversity, which can be stronger in a reservoir cascade. Therefore, we assessed changes in fish diversity over a period that comprised 28 years, in a series of reservoirs along the Araguari River Basin, a Neotropical drainage in Brazil, in both lentic environments (reservoirs) and the lotic stretches between them.
2. We used linear mixed models to assess long-term changes in fish diversity. Diversity was measured as α diversity (fish species richness) and β diversity (Jaccard's and Raup-Crick's dissimilarity index). β diversity was then partitioned into turnover (species replacement) and nestedness (species loss). In order to understand fish species replacement along the cascade we modelled turnover with four covariates: age, richness of native and non-native fish species and longitudinal position of sampling site along the cascade.
3. The reduction of total richness and the increase in non-native richness were related to reservoir age. These effects were similar in both lotic and lentic environments, with no significant difference between them. We also observed a decrease in native fish richness over time, with a slight tendency for lentic environments to lose more species than lotic environments.
4. Dissimilarity in fish assemblage increased over time and β Raup-Crick results corroborated those derived from β Jaccard, yielding similar significant temporal trends. Changes in fish species composition occurred predominantly due to turnover, compared to nestedness. We observed a greater species loss in reservoirs, suggesting that the transformation from a lotic environment into a lentic had greater impact on fish assemblages than the flow regulation of the lotic stretches downstream of the dams.
5. Our results suggest that species replacement can be explained mainly by the increase of non-native fish richness, followed by the longitudinal position along the cascade in an upstream-downstream direction, and reservoir age.
6. This study reveals that even after two decades of monitoring, we still observe important changes in fish assemblages, demonstrating the importance of long-term monitoring to assess biodiversity. Our findings reinforce the importance of long term fish monitoring schemes for the investigation of the effects of non-native fish species on native fish assemblages.

KEYWORDS: partitioning beta diversity, biological invasion, fish assemblage, richness, non-native species

7.

1. INTRODUCTION

Changes in fish diversity due to damming usually result from the conversion of lotic to lentic habitats (Bunn & Arthington, 2002). Flow dynamics modified by river damming affect the physical and chemical characteristics of the river, such as water temperature, channel geomorphology, habitat heterogeneity, productivity dynamics and nutrient cycling (Bunn & Arthington, 2002). These characteristics create a spatial heterogeneity forming a longitudinal gradient within reservoirs and between reservoirs. The lentic environment (also called the lacustrine zone) is the area in the reservoir that is deeper and wider, where water current is generally unnoticeable and thermal stratification may occur. The environment presents low nutrient concentrations in relation to upstream reaches, but since more light is available due to the settling of fine sediments, primary production is higher (Agostinho, Pelicice, & Gomes, 2008; Miranda & Dembkowski, 2015). The lotic environment (also called riverine zone) refers to the upper reaches of the reservoir that features higher current velocity, low water residence time, higher turbidity and nutrient levels, and lower light penetration, limiting primary production (Agostinho et al., 2008; Miranda & Dembkowski, 2015). The lotic environment may connect to the next upstream dam or to fluvial upstream stretches, thus lotic and lentic environments may alternate along a reservoir cascade system (Ward & Stanford, 1983).

Long-term modifications in hydrological conditions, following reservoir construction, can result in varied effects on the original fish assemblages (Bailly, Cassemiro, Winemiller, Diniz-Filho, & Agostinho, 2016). One consistent pattern is the gradual decrease in native species richness over time observed in reservoirs (Agostinho, Gomes, Santos, Ortega, & Pelicice, 2016; Orsi & Britton, 2014). Changes in species composition follow the progressive aging of the reservoirs, with fewer lotic-adapted fish species (e.g. migratory fish) in older reservoirs than newly formed impoundments (Agostinho et al., 2008; Loures & Pompeu, 2018). In addition, the creation of reservoirs favours non-native species establishment, becoming an additional threat to native freshwater fish (Bunn & Arthington, 2002; Casimiro, Garcia, Costa, Britton, & Orsi, 2017; Johnson, Olden, & Vander Zanden, 2008; Toussaint, Beauchard, Oberdorff, Brosse, & Villéger, 2014). Generally in the long-term, fish assemblages in reservoirs show dominance of small-bodied species, with generalist feeding habits and sedentary lifestyles (Agostinho et al., 2016; Hoeinghaus et al., 2009). The evaluation of long-term effects on fish diversity is better understood for single dams than for a series of dams in a cascade (Castello & Macedo, 2016; Cheng, Li, Castello, Murphy, & Xie, 2015). Reservoir cascades present longitudinal shifts in physical and biological parameters, which drives changes in biodiversity that can vary in intensity and direction depending on the longitudinal position of the impoundment (Miranda & Dembkowski, 2015; Miranda, Habrat, & Miyazono, 2008; Stanford & Ward, 2001; Ward & Stanford, 1983). Cumulative effects of multiple dams on fish assemblages are expected to be much stronger than those caused by a single dam alone (Castello & Macedo, 2016; Cheng et al., 2015). Therefore, a better

understanding of the effects of reservoir cascades on fish assemblages is necessary, particularly in Brazil, where hydropower represents the country's main energy source. Studies of reservoir cascades in Brazilian rivers have demonstrated that fish composition, richness and functional diversity changes with a longitudinal gradient along the cascade and over time (Ferrareze, Casatti, & Nogueira, 2014; Pelicice et al., 2018; Petesse & Petrere, 2012, dos Santos et al., 2017, 2018; Oliveira, Baumgartner, Gomes, Dias, & Agostinho, 2018).

Several studies have assessed changes in fish diversity in reservoirs (lentic environment) over time (Agostinho et al., 2016; Bailly et al., 2016; Ortega et al., 2018), and also downstream from dams (lotic environment) (de Mérona et al., 2005; Granzotti, Miranda, Agostinho, & Gomes, 2018; Zdankus, Vaikasas, & Sabas, 2008). When there are no lotic remnants between reservoirs built in series along a river (this varies according to the water level of the next reservoir in the cascade), the possibilities to compare lotic and lentic environments in a cascade are more limited. Nevertheless few studies have demonstrated fish diversity impacts in lotic stretches between dams in a reservoir cascade (Ferrareze et al., 2014; Miranda & Dembkowski, 2015; Miranda et al., 2008; Silva et al., 2017). Moreover, important contributions indicate that lotic stretches associated with lentic environments are important for the maintenance of fish diversity (Agostinho et al., 2008; dos Santos et al., 2018; Marques et al., 2018; Miranda & Dembkowski, 2015).

Our study comprised data from a 28 years period of fish monitoring in a Neotropical drainage system called the Araguari River, upper Paraná River Basin, Brazil, which has been intensively dammed within this period. We aimed to assess temporal fish diversity changes in response to river damming, in both the lentic environments (reservoirs) and the lotic stretches between them. We tested four predictions: (i) following reservoir formation, total and native fish richness (α diversity) would decline while non-native fish richness would increase, and that such changes would be more pronounced in lentic environments; (ii) richness variation would lead to increased dissimilarity among fish assemblages, increasing beta diversity over time; (iii) higher fish species replacement (beta turnover) and loss (beta nestedness) over time would occur in lentic environments, when compared to lotic environments; (iv) the magnitude of fish assemblage changes (turnover) would be explained by native and non-native fish richness, age (years after a pre-dam sampling, reflecting reservoir aging) and longitudinal position of sampling site along the cascade. Since we aimed to ensure that beta diversity analyses were independent of α variation, we adopted a null model approach to discriminate whether fish assemblage compositional differences among sites over time resulted from changes in α , or from forces that leads fish assemblages to be less, or more dissimilar than expected by chance (Chase, Kraft, Smith, Vellend, & Inouye, 2011). In this study, variation in α diversity was expected due to comparisons of different sample sizes among sites and with reservoir aging (Bailly et al., 2016).

2. METHODS

2.1. Study area

The Araguari River is an important tributary of Paranaíba River, found in the upper Paraná River Basin, Brazil, located in the western region of Minas Gerais state. The main channel runs a total of 475 km from its source in Serra da Canastra National Park (1,180 masl), to its mouth in the municipalities of Araguari and Tupacigura (510 masl), forming part of the Itumbiara reservoir (Faria & Jordão, 2012). The main tributaries are the Quebra-anzol River that flows into Nova Ponte reservoir, and the Uberabinha River, the mouth of which is located downstream of the Amador Aguiar II Dam. The Araguari River basin comprises an area of 22,091 km², with Cerrado (savannah) as the predominant phytophysiognomy, but with only 7.8% of its vegetation preserved. The economy in the basin is based on the agricultural, industrial and services sectors, characterized by intensive land use and human occupation, with 60.5% of the land occupied by pasture and 24.1% by crops (Barbosa, 2012).

Fish sampling was conducted in 13 sites along the Araguari River basin (Figure 1). There are four reservoirs in the main channel associated with hydropower plants: Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I and Amador Aguiar II (listed from upstream to downstream). The reach of Araguari River near the mouth was also a focus of our study, which covers the part of the Itumbiara reservoir, a hydropower plant located on the Paranaíba River (Langeani & Rêgo, 2014) (Table 1). Four of the sampling sites, located downstream of each dam, are characterized by lotic environments, presenting higher water velocity. The other nine sites currently present lentic features (slow water), and are located at the lacustrine or transition zone of the reservoirs, which are considered as lentic environments in our study.

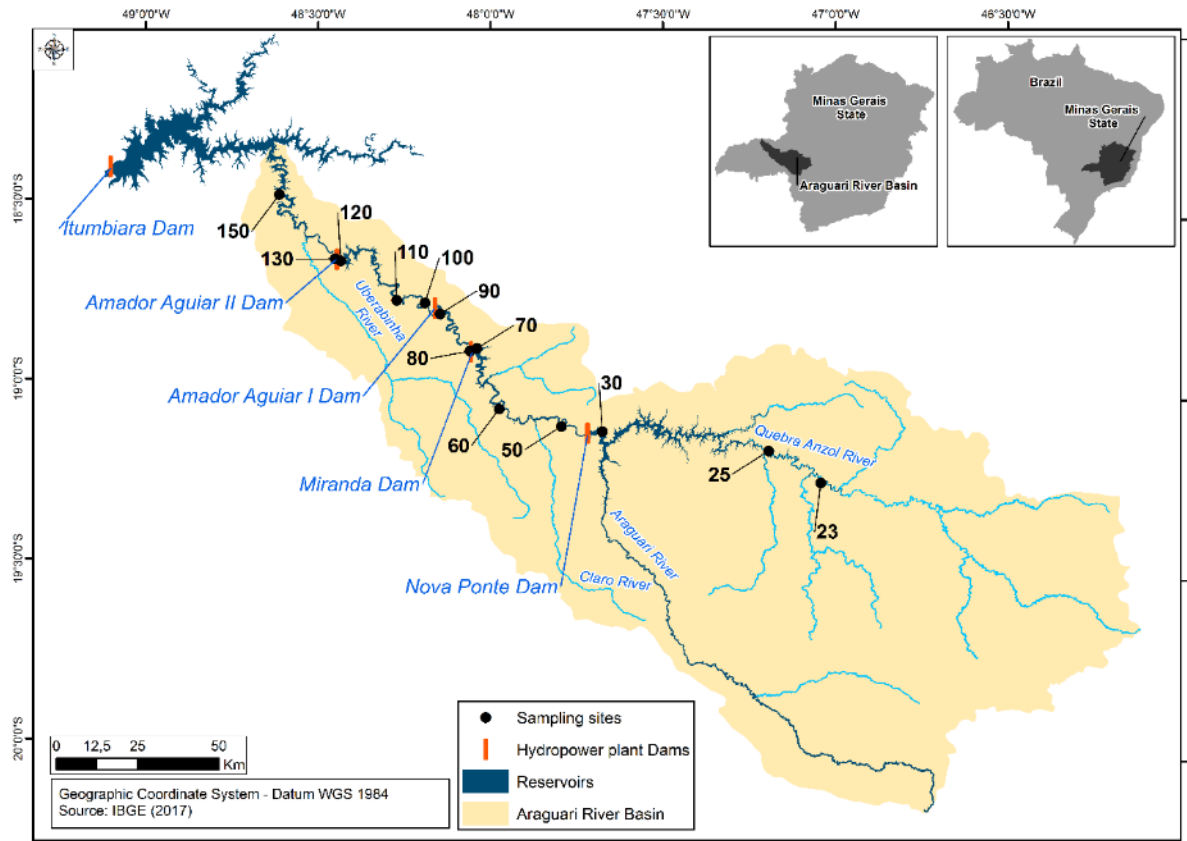


Figure 1. Sampling sites in the Araguari reservoir cascade system. The area of Araguari River mouth impounded by Itumbiara reservoir (for which the dam located on the Paranaíba River), is included in this study. Sampling site identification (ID) is indicated.

Table 1. Some features of reservoirs along the Araguari cascade system, including Itumbiara (from Paranaíba River) (Cachapuz, 2006). The approximate extension of the lotic stretch, upstream of each reservoir is indicated. *Corresponds to the number of tributaries (4th order or higher) (Souza et al., 2017).

Reservoir	Nova Ponte (NP)	Miranda (MR)	Amador Aguiar I (AAI)	Amador Aguiar II (AAII)	Itumbiara (IT)
Reservoir area (km ²)	450	52	19	45	778
Mean water storage time (days)	401.0	4.8	0.4	0.4	129.0
Number of tributaries*	1	1	0	0	1
Lotic stretch length upstream reservoir (km)	110	<5	<5	<5	20
Distance from headwater (km)	210	290	325	413	535
Maximum regulation level (masl)	815	696	624	565	520

2.2. Dataset

We obtained fish monitoring data that comprised a period of 28 years from two power companies: Cemig Geração e Transmissão (Nova Ponte, Miranda and Itumbiara) and Consórcio Capim Branco Energia (Amador Aguiar I and Amador Aguiar II). Fish sampling was carried out during the period from 1987 to 2015, but not always simultaneously at all sites (Table 2). In order to standardize the dataset used in the analysis, we only included data from samples that caught fish using gillnets (mesh sizes from 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 and 16 cm - opposite knot length), which were deployed in littoral areas in the afternoon and removed the following morning (*i.e.* set for 13 to 15h of exposure), resulting in 343 samples from the dataset. Thus, considering the selectivity of gillnets, especially the ability to capture individuals longer than 5 cm (standard length of the smallest fish captured), we acknowledge that our study may present bias regarding the absence of some small-sized species. To avoid taxonomic discrepancies, we considered only fish genera/species that have valid scientific names, following the taxonomic classification of the Catalog of Fishes Online Database (Eschmeyer, Fricke, & Laan, 2018).

For fish assemblage description purposes, we evaluated the occurrence of fish species in space and time using a constancy index (Dajoz, 1978), given by the equation: $C = (\pi \times 100) / P$. For spatial constancy, C is the spatial constancy value of a species, π is the number of sites the respective species occurred, P is the total number of sites sampled. For temporal constancy, C is the temporal constancy value of a species, π is the number of years the respective species was collected, P is the total number of monitoring years. The species with $C > 50$ were considered constant, with $25 \leq C \leq 50$, accessory and with $C < 25$, accidental.

2.3. Baseline data and reservoir aging

Along the Araguari cascade system, fish were sampled before and after the dams' constructions. The first dam to be built was Nova Ponte, filled in 1993, followed by Miranda in 1997, Amador Aguiar I in 2005, and finally Amador Aguiar II in 2006. For each dam we defined a baseline (non-pristine) related to the condition before the respective dam construction (Table 2). For this study, the earliest available fish sampling data were from 1987, when the Araguari River was a free-flowing river, but its mouth was already under the influence of the Itumbiara reservoir, which was completed in 1980. In 1987, the sample sites were located at the riverine region subsequently impounded by Nova Ponte reservoir, and one sample site near Araguari mouth at Itumbiara reservoir. Therefore, instead of considering 1987 as a baseline for all sites, we defined the baseline for each as the sampling year that occurred prior to the construction of the closest dam (Table 2). We believe these baselines to be the most appropriate to assess changes in fish assemblages during the progressive damming of Araguari River, following the sequence of reservoir formation. The age variable reflects the linear trajectory of reservoirs aging, considering a pre-dam sampling year as the starting point (baseline),

assumed to be zero. This way the age variable of a sampling year was calculated by the difference in years from the baseline.

Table 2. Sampling sites in the reservoir cascade system of the Araguari River and respective information on sampling years and baseline year considered for comparisons over time. Reservoirs: NP = Nova Ponte, MR = Miranda, AAI = Amador Aguiar I, AAII = Amador Aguiar II, IT = Itumbiara. ID = sampling sites identification in accordance to Figure 1.

Sampling site ID	Environment	Reservoir reference	Baseline year	Reservoir fill year	Sampling years	Total years sampled	Total samplings
23	Lentic	NP	1987	1993	1994 - 1997; 1999 - 2003 2010 - 2011; 2013	13	35
25	Lentic	NP	1987	1993	1995 - 1997; 1999 - 2003 2010 - 2011; 2013	13	35
30	Lentic	NP	1987	1993	1996 - 1997; 1999 - 2003 2010 - 2011; 2013	13	35
50	Lotic	NP	1987	1993	2001 - 2003; 2005; 2007 - 2008; 2010 - 2013	11	26
60	Lentic	MR	1994	1997	2001 - 2005; 2007 - 2008; 2010 - 2013	12	25
70	Lentic	MR	1994	1997	2001 - 2005; 2007 - 2008; 2010 - 2013	12	25
80	Lotic	MR	1994	1997	2001 - 2008; 2010 - 2015	15	30
90	Lentic	AAI	2004	2005	2005 - 2007; 2010 - 2015	10	23
100	Lotic	AAI	2004	2005	2006 - 2007; 2010 - 2015	9	24
110	Lentic	AAII	2004	2006	2006 - 2007; 2012 - 2015	7	19
120	Lentic	AAII	2004	2006	2005 - 2007; 2010 - 2015	9	26
130	Lotic	AAII	2004	2006	2006 - 2007; 2012 - 2015	7	19
150	Lentic	IT	1987	1980	2004 - 2007; 2010 - 2011	8	21

2.4. Estimating fish assemblage diversity

Diversity was measured as fish species richness and as fish assemblage variation in composition (β diversity). Fish species richness (α) was defined as the total number of fish species and was estimated for each site by pooling species sampled within the same year, with a minimum of two samples (wet and dry seasons) and a maximum of five in the same year (Table 2). This allowed the exclusion of possible seasonal variation and to provide overall characterization of interannual fish assemblage structure. We estimated total fish richness (α_{TOT}) and then separated into native (α_{NAT}) and non-native (α_{NN}) fish species richness, for each site and sample year.

Beta diversity measures the degree to which species composition differs among sites or within a site across time (Baselga 2010). To estimate the interannual variation in species composition for each site, we used the pairwise dissimilarity Jaccard index (β_{JAC}) that utilizes presence/absence data.

Despite sample size-dependence, presence/absence measures may be the most appropriate for biodiversity conservation oriented towards rare species (Socolar, Gilroy, Kunin, & Edwards, 2016). Pairwise beta diversity measures the number of shared and unique species in two communities. The calculated pairwise Jaccard index for overall dissimilarity can be partitioning into two additive components: β_{JTU} , the turnover component and β_{JNE} the nestedness component, $\beta_{JAC} = \beta_{JTU} + \beta_{JNE}$, (Baselga, 2012). Turnover refers to species replacement, when species present at one site/time are absent in another site/time, and are instead replaced by other species absent from the original site/time. Nestedness indicates species loss or gain (changes in total species richness), occurring when species present at one site/time are absent in another, but are not replaced by additional species, leading to richness differences between the samples (Baselga, 2010; Socolar et al., 2016). Using the methodological frameworks for beta-diversity analysis created by Baselga (2010), for each site we used the same criteria for α diversity, pooling species sampled within the same year together. Three matrices were generated containing each of the pairwise between-year values of β_{JAC} and its components β_{JTU} and β_{JNE} . Analyses were conducted in R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2018) using ‘betapart’ package version 1.5.0 (Baselga & Orme, 2012). To proceed with the following analysis of this study, since we were interested in the dissimilarities between the samplings over time and the baseline year, we extracted from the matrices only the values of pairwise comparison to baseline year. The others between-year dissimilarity values were discarded.

Changes in β diversity are often accompanied by changes in α diversity, and when α is variable, as when comparing among habitats or among studies with different sample sizes, comparisons of presence/absence dissimilarity metrics cannot discriminate to what degree changes in observed β are influenced by random changes in α (Anderson et al., 2011; Chase et al., 2011). With this in mind, since the dataset we used could present α differences due to sampling, and large differences between two samples can lead to increases in dissimilarity (Koleff, Gaston, & Lennon, 2003), we use a null-modelling approach to remove the effects of α on β diversity (Anderson et al., 2011). A null model allows us to distinguish whether differences in dissimilarity are due to changes in the underlying structure of assemblage composition across time or purely from changes in α diversity (Chase et al., 2011). Therefore, we used the Raup-Crick metric, β_{RC} (Chase et al., 2011; Raup & Crick, 1979) for each site, to obtain the interannual pairwise dissimilarity probability among fish assemblages. For any given α_1 and α_2 (species present in the two sample units), β_{RC} compares the observed number of shared species to the distribution of expected values of shared species produced by a randomization process, assuming the use of presence-absence data (Chase et al., 2011). The results can be interpreted as the probability that two samples (among years in the same site in this study) share fewer species than expected by chance, in other words for samples drawn randomly from the species pool, given their existing differences in richness (Anderson et al., 2011). A low β_{RC} means that more species are shared between the samples than expected by chance (less dissimilar), and a high β_{RC} means fewer shared species than expected by chance (more dissimilar) (Chase et al., 2011). For

this analysis we used the function “*raupcrick*” from ‘*vegan*’ package version 2.5-2 (Oksanen et al., 2018) in R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2018), with 1000 random draws and null model option that selects species with probabilities that are proportional to the species frequencies (see Chase et al., 2011 for detailed description of procedure). It should be noted that we extract from the β_{RC} dissimilarity matrix only the values of years comparisons to the baseline year in order to proceed with the following analyses. The same procedure was performed for β_{JA} , β_{JTU} and β_{JNE} .

2.5. Long-term changes in fish diversity in lotic and lentic environments

Since different sites were sampled in different years and the number of sampling rounds varied, the dataset was not well suited for a more formal time-series analysis. In order to control temporal dependency, we used generalized linear mixed models (GLMMs) that included sample site as a random effect, allowing the estimation of variance in the response variables within and among sample sites (Harrison et al., 2018). This allowed us to increase statistical power, when compared to a more formal time-series analysis (Zuur, Ieno, Walker, Saveliev, & Smith, 2009), by modelling a dependency structure among diversity measures through time at the same site. To assess temporal autocorrelation in residual values from the models we used a Box-Pierce test (Box & Pierce, 1970).

To test our first prediction we used a Poisson GLMM (typically used for count data, with a log link function) to model α_{TOT} and a negative binomial GLMM to model α_{NAT} and α_{NN} , as a function of age (discrete) and environment (categorical with two levels, lentic and lotic). A negative binomial distribution was used to control for overdispersion (when variance is larger than the mean) that was detected when carrying out exploratory data analyses with a Poisson distribution. Both variables, age and environment, were used as covariates to model β_{JAC} and β_{RC} by applying GLMM with Gaussian distribution and identity link function, addressing our second prediction. In all GLMMs, the interaction term, age*environment, was incorporated as a fixed effect. This interaction is particularly important for our study to assess the dam disturbance between upstream (lentic environment) and downstream (lotic environment) on fish diversity over time, in order to answer the question: does fish diversity vary differently between lentic and lotic environments in a reservoir cascade over the years after river damming? In all GLMMs we incorporated the dependency among interannual samplings of the same site, using sample sites as a random intercept (intra-site variation). By doing this, the random effect models will use data from all the sample sites to estimate the mean and variance of the global distribution of site means, thus accounting for differences among sites (Harrison et al., 2018).

We used Akaike information criterion with a correction for small sample sizes (AICc) for model selection based on the rank of models from all possible combinations of explanatory variables (Akaike, 1987), with the best model indicated by the lower AICc value (K. P. Burnham & Anderson, 2004; Hurvich & Tsai, 1989). To find the optimal fixed component (which explanatory variables are significant) we used the Wald chi-square test, and reported the results from this test (χ^2 and p-value)

for fixed components from the models. When the interaction and/or individual fixed components were not significant, the model was further simplified. Model assumptions were verified and indicated no problems regarding linearity, homogeneity of variances or overdispersion. We report both the GLMM marginal *pseudo-R*² that describes the proportion of variance explained by the fixed effects alone, and the conditional *pseudo-R*², which describes the proportion of variance, explained by both the fixed and random effects combined (Nakagawa & Schielzeth, 2013). We conducted linear regression analysis using R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2018), with packages ‘MASS’ version 7.3-49 (Venables & Ripley, 2002) and ‘lme4’ package version 1.1-17 (Bates, Mächler, Bolker, & Walker, 2015). The ‘piecewiseSEM’ package version 2.0.0 (Lefcheck, 2016) was used to generate the pseudo-*R*² of each model and the ‘ggeffects’ package version 0.4.0 (Lüdtke, 2018) was used to plot marginal effects from the models.

2.6. Temporal β partitioning in lotic and lentic environments

In addition to long-term changes in fish diversity, we were also interested in assessing possible differences in how changes in the composition of fish assemblages (turnover and nestedness) occurred in lotic and lentic environments. To do this, addressing our third prediction, we adopted two approaches. First, we performed a Wilcoxon test to compare β_{JTU} and β_{JNE} means in order to account for differences between the two different environments. Second, to investigate the age effect on beta partitioning components in lotic and lentic environments, we followed the same GLMM analysis process (model selection and validation) as we did for beta diversity (see section 2.5 in this study). We modelled β_{JTU} and β_{JNE} with age, environment and the interaction term, age*environment, as fixed effects, applying Gaussian distribution. Sample sites were incorporated as a random intercept.

2.7. Potential factors influencing turnover along the cascade

In order to comprehend fish assemblage turnover along the cascade (among site variation), we constructed a GLM global model with Gaussian distribution, to assess the relative contribution of different factors in the explanation of β_{JTU} . To address our fourth prediction the covariates included in GLM global model were: native and non-native fish richness, age and sampling sites longitudinal position along the cascade. These factors were selected considering the hypothesis that changes in fish assemblages may correlate to river damming and non-native fish introductions. The global model can often be separated into other simpler models. Thereby we used AICc for model selection, specifically obtaining the difference between the AICc_{*i*} of each model (*i*) and the minimum AICc found for the model set ($\Delta AICc_i = AICc_i - AICc_{min}$) (K. Burnham & Anderson, 2002). We included all models with a cumulative Akaike weight (the relative likelihood of the model given the data) of ≥ 0.95 from the top model in the 95% confidence set. Inference was made based on model averaging, which incorporates uncertainty by weighting the parameter estimate of a model by that model’s Akaike weight (Harrison

et al., 2018). Model-averaged parameter estimates are thought to lead to more robust conclusions about biological systems (Johnson & Omland, 2004). The global model was validated and met assumptions of linearity, homogeneity of variances and did not have influential observations. To quantify the variance explained by the models, GLM pseudo- R^2 was calculated by the methods described by Nagelkerke (1991). We conducted the analysis using R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2018), with packages ‘MuMIn’ version 1.40.4 (Barton, 2018) and ‘piecewiseSEM’ package version 2.0.0 (Lefcheck, 2016).

3. RESULTS

In the Araguari reservoir cascade, we recorded 95 fish species sampled with gill nets, from 1987 to 2015 (see Table S1, available as Supplementary Material). The orders Characiformes (65.6%), Siluriformes (30.6%) and Cichliformes (3.5%) together represented 99.7% of the five orders recorded. Gymnotiformes and Cyprinodontiformes corresponded to the other 0.3%. Native and non-native fish accounted for 77 and 18 species, respectively. In total, 12 species were considered migratory. According to the Constancy Index (calculated using both the temporal constancy of years sampling and the spatial constancy for the 13 sample sites), 46% of fish species were spatially constant (occurring in > 50% of sampling sites) and 32% were temporally constant (occurring in > 50% of sampling years) (Table S1 and Figure S1).

3.1. Long-term changes in fish diversity in lotic and lentic environments

Total fish richness declined with age, as we first predicted, however with no significant difference between environments (main effects of environment, $\chi^2 = 0.01$, $p = 0.942$). The interaction between lotic and lentic environments with age was not significant (interaction effects, $\chi^2 = 3.79$, $p = 0.052$) (Figure 2, Table 3). Thus, we updated our model, dropping the interaction and the environmental variable, and observing a significant decline of α_{TOT} in the years following reservoir formation (GLMM, marginal *pseudo-R*² = 0.30, conditional *pseudo-R*² = 0.53).

We observed a similar pattern for α_{NAT} , with a slight, yet significant interaction, indicating a tendency for lentic environments to lose more native species over time than lotic environments, as we expected (interaction effects, $\chi^2 = 3.86$, $p = 0.049$; GLMM, marginal *pseudo-R*² = 0.42, conditional *pseudo-R*² = 0.67). The model suggested that the initial impact on α_{NAT} caused by river fragmentation is similar in both environments, since intercepts were not significantly different (main effects of environment, $\chi^2 = 0.001$, $p = 0.990$). However, α_{NAT} declined more abruptly at lentic sites in years following reservoir formation (main effects of age, $\chi^2 = 103.75$, $p < 0.01$) (Figure 2, Table 3).

When analysing α_{NN} we did not find a significant interaction between lotic and lentic environments with age (interaction effects, $\chi^2 = 0.17$, $p = 0.687$), nor a significant difference between

environments (main effects of environment, $\chi^2 = 0.02$, $p = 0.903$) (Table 3). Thus, we dropped the interaction and environmental covariates and assessed the α_{NN} relationship with age. We observed a significant and progressive increase of α_{NN} in the years following reservoir formation when we considered both environments together (main effects of age, $\chi^2 = 42.64$, $p < 0.01$; GLMM, marginal $pseudo-R^2 = 0.24$, conditional $pseudo-R^2 = 0.59$) (Figure 2, Table 3).

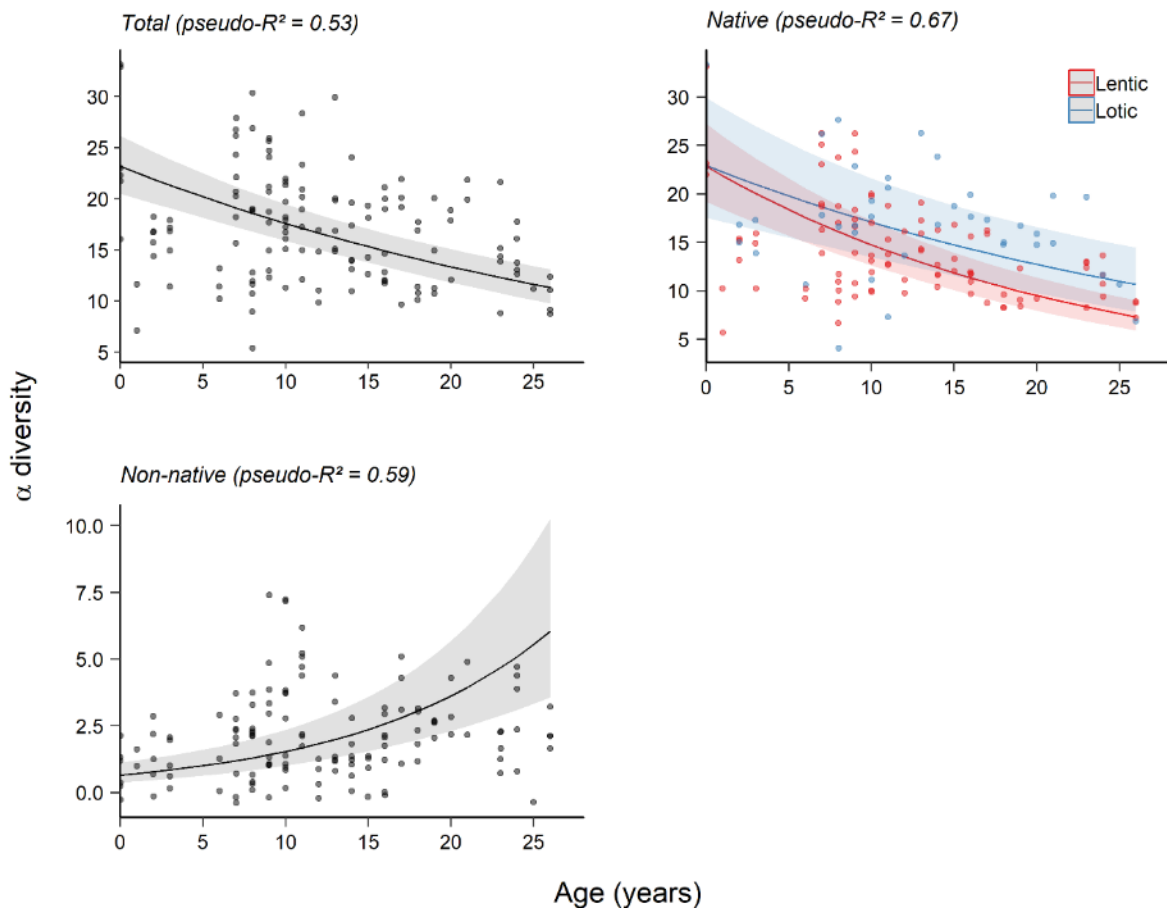


Figure 2. Linear regression models showing predicted slopes and confidence intervals (shaded area) for fish richness relationship, total, native and non-native, with age for lotic and lentic environments. Conditional $pseudo-R^2$ were indicated.

Table 3: Summary of generalized linear mixed-effect models to explain variation in fish richness as a function of age (time measured in years compared to baseline) and environment (lotic or lentic). We included an interaction term as the effects of age may depend on the environment. Reference level for environment was set as 'Lentic'. Bold values indicate significance at $p < 0.05$.

Variable	Coefficients	Estimate	Std. Error	z value	P-value	AICc	Pseudo-R ² Marginal	Pseudo-R ² Conditional
α_{tot}	Intercept	3.136	0.068	45.811	<0.001	840.4		
	Age	-0.031	0.004	-7.598	<0.001			
	EnvLotic	0.009	0.122	0.072	0.942			
	Age:EnvLotic	0.014	0.007	1.946	0.052			
α_{tot}	Intercept	3.143	0.062	50.790	<0.001	841.8	0.30	0.53
	Age	-0.028	0.003	-8.050	<0.001			
α_{nat}	Intercept	3.130	0.087	35.785	<0.001	809.2	0.42	0.67
	Age	-0.044	0.004	-10.163	<0.001			
	EnvLotic	0.002	0.156	0.011	0.991			
	Age:EnvLotic	0.014	0.007	1.949	0.049			
α_{nn}	Intercept	-0.447	0.327	-1.364	0.173	449.9		
	Age	0.082	0.015	5.491	<0.001			
	EnvLotic	0.070	0.579	0.122	0.903			
	Age:EnvLotic	0.011	0.027	0.406	0.684			
α_{nn}	Intercept	-0.423	0.274	-1.543	<0.001	445.9	0.24	0.59
	Age	0.085	0.013	6.547	<0.001			

With regards to our second prediction, the dissimilarity among fish assemblages increased significantly with reservoir age (GLMM, marginal $pseudo-R^2 = 0.47$, conditional $pseudo-R^2 = 0.78$) (Figure 3, Table 4). In the first years after reservoir formation, the lentic environment tended to differentiate more from baseline conditions than lotic environments (environment main effects, $\chi^2 = 6.08$, $p = 0.02$). Notwithstanding, over time this difference among fish assemblage dissimilarity between the two environments diminished, as lotic environment also became increasingly dissimilar to assemblages found under baseline conditions (interaction effects, $\chi^2 = 7.69$, $p < 0.01$). We observed that the dissimilarity measured based on Raup-Crick metric yielded comparable results (Figure 3, Table 4), as fish assemblage dissimilarity increased with age with similar trends found in both lotic and lentic environments (interaction effects, $\chi^2 = 5.07$, $p = 0.02$; GLMM, marginal $pseudo-R^2 = 0.39$, conditional $pseudo-R^2 = 0.68$).

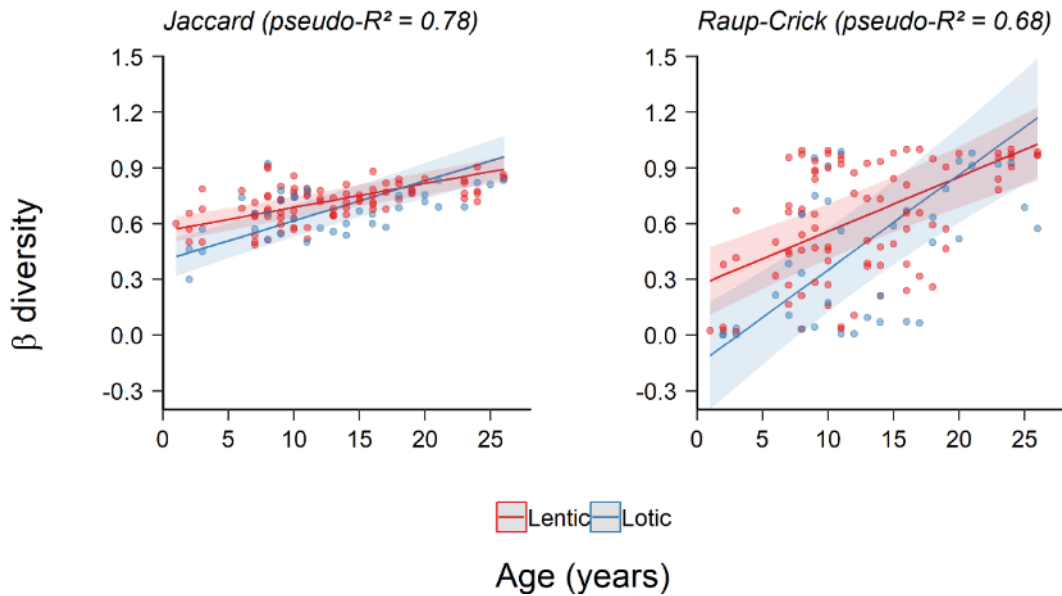


Figure 3. Linear regression models showing predicted slopes and confidence intervals (shaded area) for fish beta diversity dissimilarity index based on Jaccard and on Raup-Crick relationship with age for lotic and lentic environments. Conditional *pseudo-R*² were indicated.

3.2. Temporal β partitioning in lotic and lentic environments

In order to better understand dissimilarity observed over time, we assessed β_{JAC} components. The observed results differed from what we expected in our third prediction. We found that β_{JTU} was higher than β_{JNE} (Figure 4a), however there was no difference in β_{JTU} between lotic and lentic environments ($W = 1604.0$, $p = 0.72$) suggesting that species replacement has the same probability of occurrence in both environments (Figure 4b). On the contrary, β_{JNE} was significantly higher in lentic environments ($W = 2240.5$, $p < 0.01$) indicating that species loss is more prone to occur in reservoirs (Figure 4b). Modelling beta diversity components with the interaction between age and environment, we observed that β_{JTU} increases as a function of age with different slopes for lotic and lentic environments (interaction, $\chi^2 = 7.25$, $p < 0.01$) (Figure 4c, Table 4). However, in model selection we observed that the model with this interaction presented a low Akaike weight (0.007) and a higher AICc when compared to the best model that did not consider the environment as a covariate (weight 0.93). Dropping the interaction and environment covariate from the model we found that over time the increase in species replacement occurs in a similar way in both environments (GLMM; marginal *pseudo-R*² = 0.26, conditional *pseudo-R*² = 0.74). β_{JNE} did not present any temporal tendency nor an interaction between environments (null model AICc = -241.6) (see full model coefficients in Table 4). We observed that fish assemblage dissimilarity by species loss was higher in lentic environments, but almost constant over time in both environments (Figure 4c).

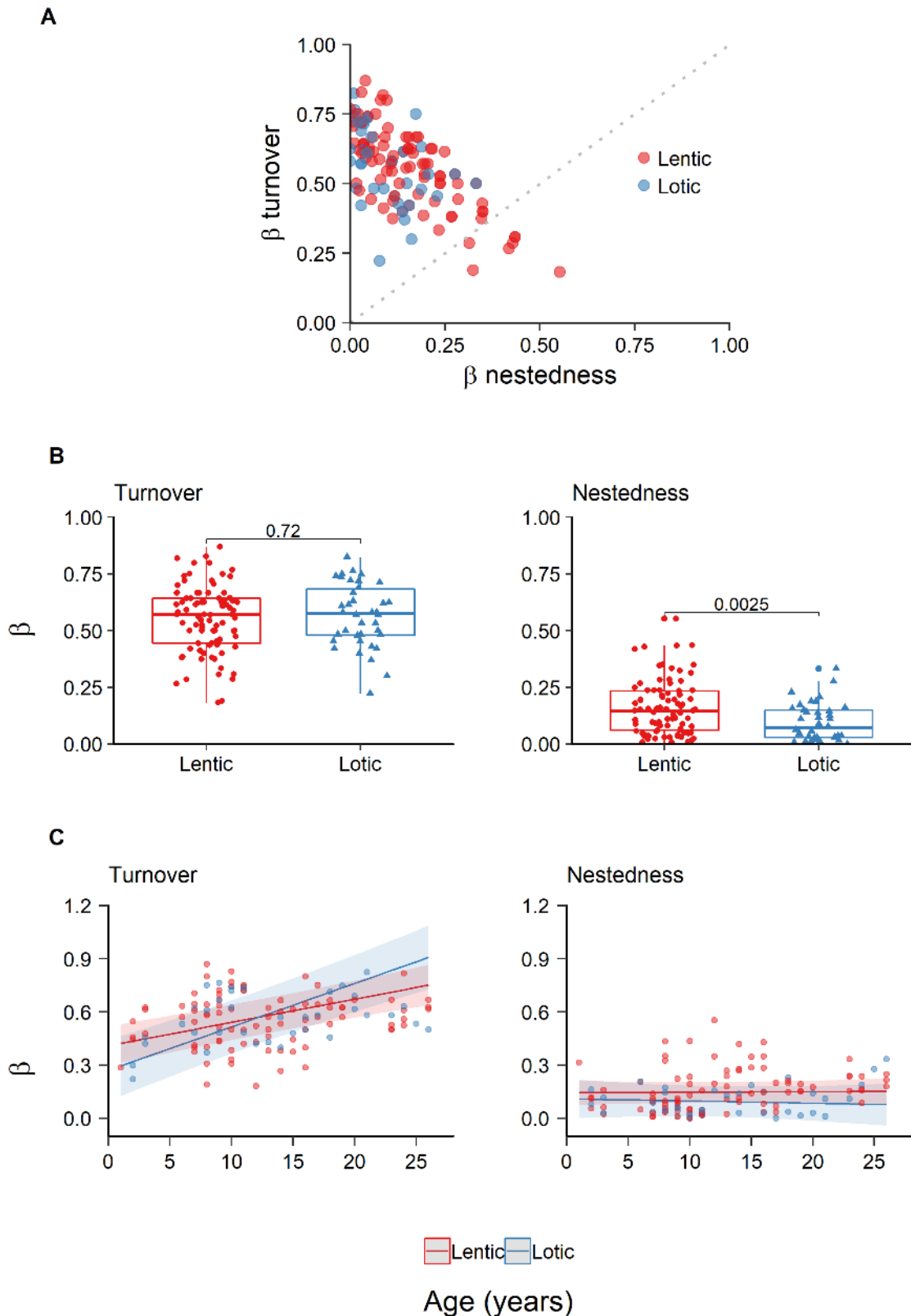


Figure 4. Relationship between beta diversity turnover and nestedness (A); Wilcoxon test between lotic and lentic environments for beta diversity turnover and nestedness (B); linear mixed-effect models results on the effect of age on beta diversity components, turnover and nestedness, with respective confidence interval (shaded area) (C), in lotic and lentic environments. Conditional *pseudo-R*² for β_{JTU} GLMM modelled with age was 0.74.

Table 4. Summary of linear mixed-effect models to explain variation in beta diversity as a function of age (time measured in years compared to baseline) and environment (lotic or lentic). We included an interaction term as effect of age may depend on environment. β diversity was measured as dissimilarity by β Jaccard (β_{JAC}) and Raup-Crick (β_{RC} ; β diversity controlled for richness); β turnover (β_{JTU}) and β nestedness (β_{JNE}) components. Reference level for environment was set as ‘Lentic’. Bold values indicate significance at $p < 0.05$. t-values use Satterthwaite's method.

Variable	Coefficients	Estimate	Std. Error	df	t value	P-value	AICc	R ² Marginal	R ² Conditional
β_{JAC}	Intercept	0.560	0.034	18.373	16.316	<0.001	-236.7	0.47	0.78
	Time	0.013	0.002	119.369	8.381	<0.001			
	EnvLotic	-0.159	0.064	20.259	-2.467	0.023			
	Time:EnvLotic	0.009	0.003	121.712	2.774	0.006			
β_{RC}	Intercept	0.264	0.096	23.123	2.765	0.011	41.0	0.39	0.68
	Time	0.029	0.005	121.486	6.127	<0.001			
	EnvLotic	-0.425	0.180	24.857	-2.36	0.0264			
	Time:EnvLotic	0.022	0.010	117.439	2.252	0.0262			
β_{JTU}	Intercept	0.410	0.056	15.455	7.256	<0.001	-163.2	0.29	0.80
	Time	0.013	0.002	116.315	6.451	<0.001			
	EnvLotic	-0.139	0.105	16.942	-1.324	0.203			
	Time:EnvLotic	0.011	0.004	120.645	2.693	0.008			
β_{JTU}	Intercept	0.381	0.044	19.780	8.723	<0.001	-173.0	0.26	0.74
	Time	0.015	0.002	120.900	8.451	<0.001			
β_{JNE}	Intercept	0.144	0.036	22.000	4.006	0.001	-211.6		
	Time	0.000	0.002	120.600	0.177	0.859			
	EnvLotic	-0.033	0.068	24.020	-0.491	0.628			
	Time:EnvLotic	-0.002	0.003	120.500	-0.458	0.648			

3.3. Potential factors influencing turnover along the cascade

To test our fourth prediction, we considered all possible combinations of the four variables modelled with β_{JTU} to generate a set of 16 models. Two models reached the established cumulative Akaike weight (≥ 0.95) when the $\Delta AICc$ cut off was set at 4 (Table 5). Model-averaged effect sizes (regression coefficient/standard error) suggested that species replacement occurs mainly due to the increase of non-native fish richness, following a longitudinal gradient in an upstream-downstream direction (Figure 5). Age was also an important variable in predicting β_{JTU} . We observed a negative effect of native fish richness on fish assemblage turnover in the model with highest AICc weight (Table 5), however this variable was not significant (for Wald test results see Table S2).

Table 5. Summary of best-ranked generalized linear models (M1 – M2) for beta diversity turnover (β_{JTU}), based on cumulative Akaike weight ≥ 0.95 . The full model included site location along the cascade system (position); native fish richness (α_{NAT}); non-native fish richness (α_{NN}) and age.

Parameters	M1	M2
Intercept	0.386	0.308
Position	0.012	0.013
α_{NAT}	-0.004	
α_{NN}	0.043	0.041
Age	0.005	0.006
R^2	0.527	0.514
df	6	5
logLikelihood	112.627	110.833
AICc	-212.5	-211.2
$\Delta AICc$	0	1.38
Weight	0.636	0.319

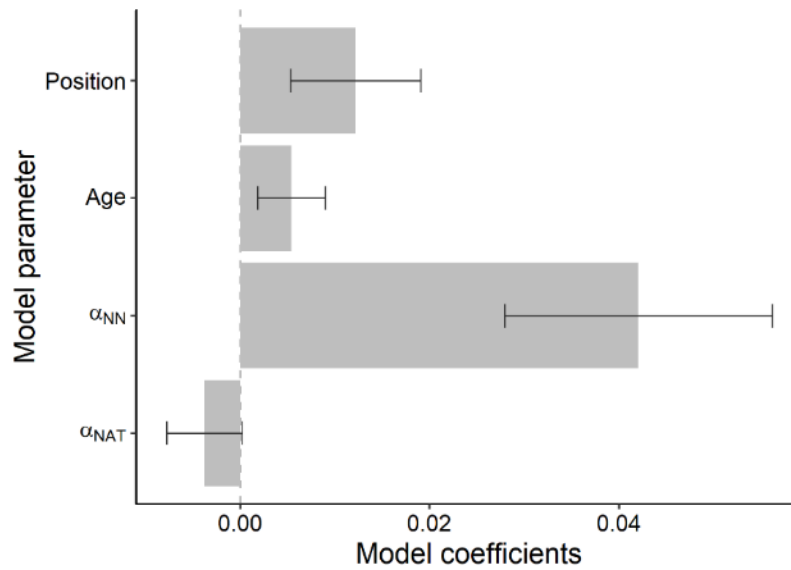


Figure 5. Model-averaged estimates showing the effect size and error bars (representing 95% confidence intervals) of the standardized mean slope coefficients, from the four variables predicting beta diversity turnover in Araguari cascade system, computed from the selected models.

4. DISCUSSION

We identified temporal diversity changes in fish assemblages in lotic and lentic environments along the Araguari reservoir cascade. In general, impoundment effects on fish diversity were more pronounced in lentic environments than lotic ones. As we first predicted, the reduction of α_{TOT} and

α_{NAT} and the increase in α_{NN} were related to reservoir age. However, only reduction in α_{NAT} was more pronounced in lentic environments, as lotic and lentic environments presented no significant difference in trends observed for α_{TOT} and α_{NN} over time. The loss of native fish species in reservoirs over time is widely reported in Brazil (Agostinho et al., 2016; Loures & Pompeu, 2018; Orsi & Britton, 2014; Petesse & Petrere, 2012) and across the world (Ngor, Legendre, Oberdorff, & Lek, 2018). Fish species diversity in reservoirs has been consistently found to be lower than that found downstream in many rivers (Stanford & Ward, 2001). Despite the small spatial extent of some of the lotic stretches (<5km) between reservoirs in the Araguari cascade, we observed that in this environment the decline in native fish species over time was lower than in the reservoirs. Some studies also demonstrate the temporal reduction of fish species in lotic stretches downstream of dams following reservoir formation (de Mérona et al., 2005; Granzotti et al., 2018), however only a few studies have examined the lotic stretch between reservoirs (dos Santos et al., 2018). Lotic environments presents higher habitat heterogeneity than reservoirs, which may explain the higher richness in sample sites downstream of dams in the Araguari cascade, regardless of flow regulation (Townsend, Doledéc, & Scarsbrook, 1997). The lotic stretches between reservoirs harbour distinctive fish assemblages, and thus are important ecological refuges for native lotic species and an important driver of patterns in α and β diversity (Gao, Zeng, Wang, & Liu, 2010; Miranda & Dembkowski, 2015; Oliveira, Goulart, & Minte-Vera, 2004). Furthermore, in the Neotropics, fish species are better adapted to lotic environments due to a virtual absence of natural lentic environments (Lowe-McConnell, 1999).

Considering that impoundments can facilitate non-native fish species invasions (Vitousek et al., 1997), we expected to find a pronounced increase in non-native fish in reservoirs, rather than in lotic environments. However, our results did not detect a difference between lotic and lentic environments in the Araguari cascade system. One explanation for this would be that dams modify both environments, and the increase of non-native fish species richness over time is a trend observed in many modified ecosystems (García, Jorde, Habit, Caamaño, & Parra, 2011; Poff, Olden, Merritt, & Pepin, 2007). Moreover, another possibility is that connections between the reservoirs in Araguari River by short lotic stretches facilitates the spread of non-native species across the landscape. Usually non-native species present environmental and biological plasticity that helps to expand and maintain their population in the environment (Vitule, Freire, & Simberloff, 2009). Sport fishing and stocking activities may be major vectors of non-native species introductions in the Araguari cascade system. These activities, without any due concern regarding species origin, were common place during the construction of reservoirs in the upper Paraná River Basin (Agostinho & Gomes, 2002; Lowe-McConnell, 1999). Native fish species loss and the increase of non-native fish have important implications for trophic networks and ecosystem functioning in aquatic environments (de Mérona et al., 2005; dos Santos et al., 2017; Simberloff et al., 2013; Vitule et al., 2009).

As β diversity metrics incorporate shifts in species composition, they potentially provide a more sensitive indicator for fish assemblage change than α diversity (Magurran & Henderson, 2010). As predicted, we observed that fish assemblage composition changed in lotic and lentic environments, as dissimilarity increased over time. Temporal β diversity analyses from different biomes and organisms across the Earth detected changes in species assemblages, driven by human impacts, with a rate of 10% per decade (Dornelas et al., 2014). Our results showed a similar rate, with composition of fish assemblage's changes of 13% per decade (GLMM slope of β_{JAC} was 0.013). As all fish assemblages experience temporal shifts it is important to distinguish changes that can be attributed to external factors, such as anthropogenic activities, from underlying natural changes (Magurran & Henderson, 2010). The use of null models in order to make inferences about patterns of β diversity yield important insights into mechanisms governing biodiversity (Anderson, Tolimieri, & Millar, 2013; Chase et al., 2011). In our study, the results of the β_{RC} analysis, which accounted for variation in α diversity, yielded similar temporal trends. These trends suggest that changes in β diversity were not simply due to a random influence of time on species composition in both environments, and instead likely resulted from deterministic filters; i.e. construction of dams along the river favouring different species.

The results of β partitioning analysis showed that turnover increased as a function of age in both lotic and lentic environments, with no significant difference between habitats, contradicting our third prediction. Nevertheless, dissimilarity due to species loss was significantly higher in lentic environments with no significant effect of age, showing almost constant rates over time. The construction of a series of dams along a river leads to extreme changes in river landscape that are followed by expected changes in biodiversity (Agostinho et al., 2016; Bailly et al., 2016; Ortega et al., 2018). The greater species loss we detected in the reservoirs suggests that the transformations of a lotic environment into lentic (reservoir) produce a greater impact on fish assemblages than the flow regulation of the lotic stretches downstream of the dams. In any case, fish assemblages in both environments are changing over time, through species replacement.

In relation to our fourth prediction, the most influential factor on fish species replacement was α_{NN} , which had the biggest effect size, with a positive direction. Although not significant, a negative tendency was found between β_{JTU} and native fish richness. One hypothesis that could explain this is that arrivals of new non-native species may be compensating the loss of native species (Kuczynski, Legendre, & Grenouillet, 2018). Non-native species promoted substantial loss or changes in fish diversity after invasions in many rivers acting as an ecological filter (Clavero & Hermoso, 2011; Pelicice & Agostinho, 2009; Ruppert et al., 2017; Vitule et al., 2009). Fragmentation and increase in non-native species densities was related to temporal changes in the composition of stream fish assemblages throughout France (Kuczynski et al., 2018). Reduction of native species diversity is one of the recognized effects of non-native species, that also include habitat alteration, predation, competition, hybridization, and parasitism, as well as changes in food web structure and nutrient

cycling, and consequently, ecosystem function (Simberloff & Rejmanek, 2011). Non-native fish species introductions are changing the dissimilarity of fish assemblages among basins at a global scale, by increasing the number of shared species (Toussaint et al., 2014). Hydrologic alterations and biological invasions represent two of the greatest threats to freshwater biota (Johnson et al., 2008).

Turnover demonstrated a positive relationship with the spatial factor, related to a site's position along the cascade, suggesting that fish species replacement increases from upstream to downstream. These results, corroborated with those found by Loures & Pompeu (2018), suggest that downstream sections of the Araguari cascade are the most impacted, likely due to cumulative effects observed over time along the cascade (e.g. dos Santos et al., 2018). Changes in fish assemblage diversity in an upstream-downstream gradient have been detected in other rivers worldwide, including in reservoir cascades (Agostinho et al., 2016; dos Santos et al., 2018; Miranda et al., 2008; Petesse & Petreire, 2012). In addition, Kuczynski et al. (2018) point out that fish communities in downstream sections of streams in France appear to be the most susceptible to global changes.

In this study, even after two decades of monitoring, we still observed important changes in fish assemblages in the Araguari reservoir cascade, indicating the importance of long-term monitoring data to assess biodiversity. Our results show that there is still much to explore in order to advance our knowledge in the detected ecological relationships. Considering that the spatial distribution of fish assemblages is influenced by disturbance regimes, spatial heterogeneity and environmental conditions (Ward, Tockner, Arscott, & Claret, 2002), it would be important to undertake further investigation on the relationships between fish diversity and these variables, in order to determine if the remnant lotic stretches between reservoirs compensate for fish species loss in lentic environments. Based on our beta diversity results we conclude that fish assemblages in the Araguari cascade are in the process of differentiation, as dissimilarity increased over time (Olden & Rooney, 2006). Non-native species were found to play an important role in driving changes in the composition of fish assemblages. Toussaint et al. (2014) suggested that differentiation of communities could precede homogenization, since introduced non-native species tend to spread and gradually invade all communities. This hypothesis reinforces the importance of long term monitoring of fish assemblages in the Araguari reservoirs and lotic environments in order to fully understand of impacts of non-native fish species. Additionally, analyses that account for functional traits of native and non-native fish (Vitule et al., 2017) would likely favour more meaningful assessments of fish diversity changes in relation to ecosystem functioning and its vulnerability to river fragmentation by dams.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Peixe Vivo Program from Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig (Power Company of Minas Gerais) for funding. Enio Brandão, Newton Prado and Rafael Fiorine, representing Cemig, supported the development of this study. Guilherme Melazo, representing CCBE

– Consórcio Capim Branco Energia, also supported the development of this study. Colleagues from Peixe Vivo Program helped with discussion of the results. P.S.P was supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). We thank the anonymous reviewers for their comments, which helped us improve the manuscript significantly.

CONFLICTS OF INTEREST

R. L. declares that she is an employee at Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig, which funded this study. She has been working as an environmental analyst in Peixe Vivo Program (at Cemig) since 2007, which develops studies in partnership with universities in the search for better understanding of hydropower impacts, possible solutions and management measures to mitigate them, such as this study. Additionally, R.L. informs that this study is part of the scope of her PhD on the Applied Ecology Program at the Federal University of Lavras. The authors have no further conflicts of interest to declare.

ORDIC

Raquel Loures: <https://orcid.org/0000-0002-1754-4376>

Paulo Pompeu: <https://orcid.org/0000-0002-7938-1517>

REFERENCES

- Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2002). *Biodiversity and fisheries management in the Paraná river basin: successes and failures*. Blue Millennium–World Fisheries Trust CRDI-UNEP. Maringá: Universidade Estadual do Maringá. Retrieved from http://www.researchgate.net/publication/228537350_Biodiversity_and_fisheries_management_in_the_Paran_river_basin_successes_and_failures/file/60b7d51b9fedc5b5fb.pdf
- 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(MAY), 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 suppl), 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Akaike, H. (1987). Factor analysis and AIC. *Psychometrika*, 52(3), 317–332. <https://doi.org/10.1007/BF02294359>
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., ... Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- Anderson, M. J., Tolimieri, N., & Millar, R. B. (2013). Beta Diversity of Demersal Fish Assemblages in the North-Eastern Pacific: Interactions of Latitude and Depth. *PLoS ONE*, 8(3), e57918. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057918>
- Bailey, D., Cassemiro, F. A. S., Winemiller, K. O., Diniz-Filho, J. A. F., & Agostinho, A. A. (2016). Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human-modified systems. *Journal of Biogeography*, 43(8), 1679–1689. <https://doi.org/10.1111/jbi.12749>

- Barbosa, R. B. (2012). Análise de investimentos para a gestão participativa no ambiente rural da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (MG). In C. A. Di Mauro, V. Rosolen, & V. de O. Ferreira (Eds.), *Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos: Exemplos Mineiros* (1st., p. 454). Uberlândia: Assis Editora.
- Barton, K. (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *19*(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(12), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, *3*(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, *67*(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Box, G. E. P., & Pierce, D. A. (1970). Distribution of residual correlations in autoregressive-integrated moving average time series models. *Journal of the American Statistical Association*, *65*, 1509–1526.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, *30*(4), 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Burnham, K., & Anderson, D. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach* (2nd ed). Springer New York. [https://doi.org/10.1002/1521-3773\(20010316\)40:6<9823::AID-ANIE9823>3.3.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/1521-3773(20010316)40:6<9823::AID-ANIE9823>3.3.CO;2-C)
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*, *33*(2), 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Cachapuz, P. B. de B. (2006). *Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005*. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil.
- Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Costa, A. D. A., Britton, J. R., & Orsi, M. L. (2017). Impoundments facilitate a biological invasion: Dispersal and establishment of non-native armoured catfish *Loricariichthys platymetopon* (Isbrückler & Nijssen, 1979) in a neotropical river. *Limnologia*, *62*, 34–37. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.11.001>
- Castello, L., & Macedo, M. N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, *22*(3), 990–1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>
- Chase, J. M., Kraft, N. J. B., Smith, K. G., Vellend, M., & Inouye, B. D. (2011). Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. *Ecosphere*, *2*(2), art24. <https://doi.org/10.1890/ES10-00117.1>
- Cheng, F., Li, W., Castello, L., Murphy, B. R., & Xie, S. (2015). Potential effects of dam cascade on fish: lessons from the Yangtze River. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *25*(3), 569–585. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9395-9>
- Chick, J. H., Pegg, M. a., & Koel, T. M. (2006). Spatial patterns of fish communities in the Upper Mississippi River System: assessing fragmentation by low-head dams. *River Research and Applications*, *22*(4), 413–427. <https://doi.org/10.1002/rra.912>
- Clavero, M., & Hermoso, V. (2011). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, *20*(1), 41–57. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9945-3>
- Daga, V. S., & Gubiani, É. A. (2012). Variations in the endemic fish assemblage of a global freshwater ecoregion: Associations with introduced species in cascading reservoirs. *Acta Oecologica*, *41*(May 2012), 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.04.005>
- Dajoz, R. (1978). *Ecologia geral*. Petropolis: Editora Vozes.
- De Jalon, D. G., Sanchez, P., & Camargo, J. A. (1994). Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, *9*(4), 253–261. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450090406>
- de Mérona, B., Vigouroux, R., Tejerina-Garro, F. L., Me, B. De, Mérona, B., Vigouroux, R., & Tejerina-Garro, F. L. (2005). Alteration of Fish Diversity Downstream from Petit-Saut Dam in

- French Guiana. Implication of Ecological Strategies of Fish Species. *Hydrobiologia*, 551(1), 33–47. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4448-z>
- Dornelas, M., Gotelli, N. J., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F., Sievers, C., & Magurran, A. E. (2014). Assemblage Time Series Reveal Biodiversity Change but Not Systematic Loss. *Science*, 344(6181), 296–9. <https://doi.org/10.1126/science.1248484>
- dos Santos, N. C. L., de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Araújo, I. M., ... Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802(1), 245–253. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3274-4>
- dos Santos, N. C. L., García-Berthou, E., Dias, J. D., Lopes, T. M., Affonso, I. de P., Severi, W., ... Agostinho, A. A. (2018). Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia*, (May), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3630-z>
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R., & Laan, R. van der. (2018). Catalog of fishes: genera, species, references. Retrieved from <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Faria, F. C., & Jordão, L. F. A. (2012). *Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Araguari, Araguari*. Araguari: Monte Plan Ltda.
- Ferrareze, M., Casatti, L., & Nogueira, M. G. (2014). Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 738(1), 97–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1922-5>
- Gao, X., Zeng, Y., Wang, J., & Liu, H. (2010). Immediate impacts of the second impoundment on fish communities in the Three Gorges Reservoir. *Environmental Biology of Fishes*, 87(2). <https://doi.org/10.1007/s10641-009-9577-1>
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., & Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3), 312–327. <https://doi.org/10.1002/rra.1358>
- Granzotti, R. V., Miranda, L. E., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2018). Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertebrate fish assemblages. *Aquatic Sciences*, 80(3), 0. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>
- Harrison, X. A., Donaldson, L., Correa-Cano, M. E., Evans, J., Fisher, D. N., Goodwin, C. E. D., ... Inger, R. (2018). A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, 6, 1–32. <https://doi.org/10.7717/peerj.4794>
- Hoeninghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., ... 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: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 23(5), 1222–31. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01248.x>
- Hurvich, C. M., & Tsai, C. L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76(2), 297–307. <https://doi.org/10.1093/biomet/76.2.297>
- Johnson, J. B., & Omland, K. S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(2), 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.013>
- Johnson, Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357–363. <https://doi.org/10.1890/070156>
- Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(7), 367–382. Retrieved from https://ecoevol.ufg.br/adrimelo/div/Koleff-et-al-2003-measuring_beta_div_for_presence_absence_data.pdf
- Kuczynski, L., Legendre, P., & Grenouillet, G. (2018). Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980s. *Global Ecology and Biogeography*, 27(2), 213–222. <https://doi.org/10.1111/geb.12690>
- Langeani, F., & Rêgo, A. C. L. (2014). *Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Araguari*. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil Central.
- Lefcheck, J. S. (2016). Piecewise structural equation modeling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(5), 573–579. <https://doi.org/10.1111/2041->

210X.12512

- Loures, R., & Pompeu, P. S. (2018). Long-term study of reservoir cascade in Southeastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. *Marine and Freshwater Research*.
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Edusp. Retrieved from http://minhateca.com.br/samelima/Lowe-McConnell+1999+Estudos+Ecol*c3*b3gicos+de+Comunidades+de+Peixes+Tropicais,153907519.pdf
- Lüdtke, D. (2018). ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. *Journal of Open Source Software*, 3(26), 772. <https://doi.org/10.21105/joss.00772>
- Magurran, A. E., & Henderson, P. A. (2010). Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1558), 3611–3620. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0285>
- Marques, H., Henrique, J., Dias, P., Perbiche-neves, G., Antoniassi, E., Kashiwaqui, L., & Paiva, I. (2018). Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biological Conservation*, 224(May), 347–354. <https://doi.org/S0006320717304597>
- Miranda, L. E., & Dembkowski, D. J. (2015). Evidence for Serial Discontinuity in the Fish Community of a Heavily Impounded River. *River Research and Applications*, 32(6), 1187–1195. <https://doi.org/10.1002/rra.2936>
- Miranda, L. E., Habrat, M. D., & Miyazono, S. (2008). Longitudinal Gradients along a Reservoir Cascade. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137(6), 1851–1865. <https://doi.org/10.1577/T07-262.1>
- Nagelkerke, N. J. D. (1991). A note on the general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78(3), 691–692. <https://doi.org/10.1093/biomet/78.3.691>
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (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>
- Ngor, P. B., Legendre, P., Oberdorff, T., & Lek, S. (2018). Flow alterations by dams shaped fish assemblage dynamics in the complex Mekong-3S river system. *Ecological Indicators*, 88(January), 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.023>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., ... Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-2.
- Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 113–120. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>
- Oliveira, E. F., Goulart, E., & Minte-Vera, C. V. (2004). Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(3A), 447–58. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15622842>
- Orsi, M. L., & Britton, J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*, 84(6), 1964–1970. <https://doi.org/10.1111/jfb.12392>
- Ortega, J. C. G., Agostinho, A. A., Santos, N. C. L., Agostinho, K. D. G. L., Oda, F. H., Severi, W., & Bini, L. M. (2018). Similarities in correlates of native and introduced fish species richness distribution in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3508-0>
- 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(8), 1789–1801. <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., Pelicice, F. M., ... Arcifa, M. S. (2018). Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 16(2), 1–18. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170150>
- Pelicice, F. M., Latini, J. D., & Agostinho, A. A. (2015). Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia*, 746(1), 271–283. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1911-8>
- Pettesse, M. L., & Petreire, M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.033>

- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *104*(14), 5732–5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>
- R Development Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.r-project.org>
- Raup, D. M., & Crick, R. E. (1979). Measurement of faunal similarity in Paleontology. *Journal of Paleontology*, *53*(5), 1213–1227. Retrieved from <http://sci-hub.tw/http://www.jstor.org/stable/1304099>
- Ruppert, J. L. W., Docherty, C., Neufeld, K., Hamilton, K., MacPherson, L., & Poesch, M. S. (2017). Native freshwater species get out of the way: Prussian carp (*Carassius gibelio*) impacts both fish and benthic invertebrate communities in North America. *Royal Society Open Science*, *4*(10), 170400. <https://doi.org/10.1098/rsos.170400>
- Sales, N. G., Pessali, T. C., Andrade Neto, F. R., & Carvalho, D. C. (2018). Introgression from non-native species unveils a hidden threat to the migratory Neotropical fish *Prochilodus hartii*. *Biological Invasions*, *20*(3), 555–566. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1556-4>
- Silva, J. C., Rosa, R. R., Galdioli, E. M., Soares, C. M., Domingues, W. M., Veríssimo, S., & Bialetzki, A. (2017). Importance of dam-free stretches for fish reproduction: the last remnant in the Upper Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *29*(0). <https://doi.org/10.1590/s2179-975x10216>
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. a., Aronson, J., ... Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, *28*(1), 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Simberloff, D., & Rejmanek, M. (Eds.). (2011). *Encyclopedia of Biological Invasions* (1st ed.). Berkeley: University of California Press.
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, *31*(1), 67–80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Souza, R. C. R., Rodrigues, R. R., Rêgo, A. C. L., Araújo, Á. R., Prado, I. G., Carvalho, M. M., ... Godinho, A. L. (2017). Fish diversity downstream of hydropower plants of the upper Paraná river basin, Brazil. In R. C. Loures & A. L. Godinho (Eds.), *Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil* (pp. 97–128). Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais.
- Stanford, J. A., & Ward, J. (2001). Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, *17*(4–5), 303–310. <https://doi.org/10.1002/rrr.659>
- Tisseuil, C., Leprieur, F., Grenouillet, G., Vrac, M., & Lek, S. (2012). Projected impacts of climate change on spatio-temporal patterns of freshwater fish beta diversity: A deconstructing approach. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(12), 1213–1222. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00773.x>
- Toussaint, A., Beauchard, O., Oberdorff, T., Brosse, S., & Villéger, S. (2014). Historical assemblage distinctiveness and the introduction of widespread non-native species explain worldwide changes in freshwater fish taxonomic dissimilarity. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(5), 574–584. <https://doi.org/10.1111/geb.12141>
- Townsend, C., Doledec, S., & Scarsbrook, M. (1997). Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory. *Freshwater Biology*, *37*(2), 367–387. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00166.x>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S* (Fourth). New York: Springer.
- Vitousek, P. M., Antonio, C. M. D., Loope, L. L., Rejmánek, M., Westbrooks, R., & Carolina, N. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, *21*(1), 1–16. https://doi.org/http://www.jstor.org/stable/24054520?seq=1#page_scan_tab_contents
- Vitule, J. R. S., Agostinho, A. A., Azevedo-Santos, V. M., Daga, V. S., Darwall, W. R. T., Fitzgerald, D. B., ... Winemiller, K. O. (2017). We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. *Biodiversity and Conservation*, *26*(3), 757–762. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1258-8>

- Vitule, J. R. S., Freire, C. A., & Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10(1), 98–108. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x>
- Ward, Tockner, K., Arscott, D. B., & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47(4), 517–539. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>
- Ward, J. V., & Stanford, J. a. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In S. M. B. Thomas D. Fontaine (Ed.), *Dynamics of lotic ecosystems* (pp. 29–42). Ann Arbor Science. Retrieved from www.ncbi.nlm.nih.gov
- Zdankus, N., Vaikasas, S., & Sabas, G. (2008). Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 16(3), 128–134. <https://doi.org/10.3846/1648-6897.2008.16.128-134>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York, NY: Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

SUPPLEMENTARY MATERIALS

Table S1: Fish species recorded by long-term monitoring, from 1987 to 2015, in the Araguari reservoir cascade system, upper Parana River, Brazil. The occurrence of fish species in space and time was evaluated using a constancy index (Dajoz,1978), given by the equation: $C = (p_i \times 100) / P$. For spatial constancy, C is the spatial constancy value of a specie, p_i is the number of sites the respective specie occurred, P is the total number of sites sampled. For temporal constancy, C is the temporal constancy value of a specie, p_i is the number of years the respective specie was collected, P is the total number of monitoring years. The species with $C > 50$ were considered constant, with $25 \geq C \geq 50$, accessory and with $C < 25$, accidental.

Taxa	Origin	Migratory	Constancy			
			Temporal (%)	Spatial (%)	Temporal	Spatial
CYPRINODONTIFORMES						
Cyprinidae						
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	Non-native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
CHARACIFORMES						
Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	Native	No	71.43	100.00	Constant	Constant
Anostomidae						
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes 1850)	Native	No	76.19	69.23	Constant	Constant
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski 1987	Native	No	85.71	84.62	Constant	Constant
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Native	Yes	100.00	100.00	Constant	Constant
<i>Leporinus geminis</i> Garavello & Santos, 2009	Non-native	No	9.52	30.77	Accidental	Accessory
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Leporinus microphthalmus</i> Garavello, 1989	Native	No	9.52	15.38	Accidental	Accidental
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915	Native	No	95.24	84.62	Constant	Constant
<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski 1987	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Leporinus striatus</i> Kner 1858	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	Non-native	No	19.05	30.77	Accidental	Accessory
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	Native	Yes	71.43	69.23	Constant	Constant
<i>Schizodon nasutus</i> kner, 1858	Native	No	90.48	100.00	Constant	Constant

Taxa	Origin	Migratory	Constancy			
			Temporal (%)	Spatial (%)	Temporal	Spatial
Bryconidae						
<i>Brycon nattereri</i> Günther 1864	Native	No	23.81	46.15	Accidental	Accessory
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850)	Native	Yes	42.86	53.85	Accessory	Constant
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	Native	Yes	38.10	30.77	Accessory	Accessory
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850	Native	Yes	14.29	23.08	Accidental	Accidental
Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski 2000	Native	No	100.00	100.00	Constant	Constant
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro 2007	Native	No	47.62	61.54	Accessory	Constant
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	Native	No	90.48	100.00	Constant	Constant
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Native	No	14.29	23.08	Accidental	Accidental
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner 1879)	Native	No	100.00	92.31	Constant	Constant
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner 1907)	Non-native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908	Native	No	42.86	46.15	Accessory	Accessory
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983	Native	No	19.05	30.77	Accidental	Accessory
<i>Piabarchus stramineus</i> Eigenmann 1908	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Planaltina myersi</i> Böhlke 1954	Native	No	19.05	15.38	Accidental	Accidental
Curimatidae						
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)	Native	No	61.90	61.54	Constant	Constant
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner 1881)	Native	No	76.19	100.00	Constant	Constant
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	Native	No	38.10	76.92	Accessory	Constant
Erythrinidae						
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	Native	No	95.24	100.00	Constant	Constant
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	Native	No	100.00	92.31	Constant	Constant
Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos 1944	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental

Taxa	Origin	Migratory	Constancy			
			Temporal (%)	Spatial (%)	Temporal	Spatial
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann 1907)	Native	No	47.62	69.23	Accessory	Constant
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	Native	No	23.81	23.08	Accidental	Accidental
Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	Native	Yes	95.24	61.54	Constant	Constant
Serrasalminidae						
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)	Non-native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner 1858)	Non-native	No	57.14	61.54	Constant	Constant
<i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris 1900)	Native	No	61.90	92.31	Constant	Constant
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	Native	Yes	19.05	23.08	Accidental	Accidental
<i>Pygocentrus nattereri</i> kner, 1858	Non-native	No	33.33	76.92	Accessory	Constant
<i>Serrasalmus maculatus</i> kner, 1858	Native	No	76.19	92.31	Constant	Constant
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes 1837	Non-native	No	28.57	69.23	Accessory	Constant
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus 1766)	Non-native	No	14.29	15.38	Accidental	Accidental
Triportheidae						
<i>Triportheus nematurus</i> (Spix & Agassiz 1829)	Non-native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
GYMNOTIFORMES						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	Native	No	38.10	76.92	Accessory	Constant
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia</i> sp.	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)	Native	No	76.19	84.62	Constant	Constant
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
SILURIFORMES						
Auchenipteridae						
<i>Ageneiosus valenciennesi</i> Valenciennes, 1835	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)	Native	No	80.95	92.31	Constant	Constant
Callichthyidae						
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	Native	No	28.57	38.46	Accessory	Accessory

Taxa	Origin	Migratory	Constancy			
			Temporal (%)	Spatial (%)	Temporal	Spatial
Doradidae						
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner 1855)	Native	No	42.86	38.46	Accessory	Accessory
Heptapteridae						
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann 1917	Native	No	14.29	23.08	Accidental	Accidental
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835)	Native	No	14.29	23.08	Accidental	Accidental
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Native	No	76.19	76.92	Constant	Constant
Loricariidae						
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	Native	No	9.52	15.38	Accidental	Accidental
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	Native	No	9.52	7.69	Accidental	Accidental
<i>Hypostomus iheringii</i> (Regan 1908)	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan 1908)	Native	No	9.52	38.46	Accidental	Accessory
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart 1964)	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Hypostomus paulinus</i> (Ihering 1905)	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905)	Native	No	23.81	76.92	Accidental	Constant
<i>Hypostomus</i> spp.	Native	No	100.00	100.00	Constant	Constant
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908)	Native	No	4.76	30.77	Accidental	Accessory
<i>Loricaria</i> sp.	Native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters 1881)	Native	No	47.62	53.85	Accessory	Constant
<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900)	Native	No	14.29	15.38	Accidental	Accidental
Pimelodidae						
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874)	Native	No	90.48	100.00	Constant	Constant
<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia, 1891	Native	No	4.76	23.08	Accidental	Accidental
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	Native	Yes	100.00	100.00	Constant	Constant
<i>Pimelodus microstoma</i> Steindachner 1877	Native	No	57.14	84.62	Constant	Constant
<i>Pimelodus paranaensis</i> Britski & Langeani 1988	Native	No	47.62	61.54	Accessory	Constant
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829)	Native	Yes	61.90	69.23	Constant	Constant
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz 1829)	Native	Yes	19.05	30.77	Accidental	Accessory
<i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro 1918)	Native	Yes	23.81	15.38	Accidental	Accidental

Taxa	Origin	Migratory	Constancy			
			Temporal (%)	Spatial (%)	Temporal	Spatial
<i>Zungaro jahu</i> (Ihering 1898)	Native	Yes	9.52	46.15	Accidental	Accessory
Pseudopimelodidae						
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes 1835)	Native	No	52.38	53.85	Constant	Constant
CICHLIFORMES						
Cichlidae						
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel 1840)	Non-native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns 1842)	Native	No	28.57	30.77	Accessory	Accessory
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006	Non-native	No	52.38	100.00	Constant	Constant
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira 2006	Non-native	No	42.86	84.62	Accessory	Constant
<i>Cichla</i> spp.	Non-native	No	28.57	84.62	Accessory	Constant
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	Native	No	38.10	61.54	Accessory	Constant
<i>Cichlasoma</i> spp.	Native	No	33.33	46.15	Accessory	Accessory
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897)	Non-native	No	71.43	69.23	Constant	Constant
<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman, 1911	Native	No	42.86	53.85	Accessory	Constant
<i>Crenicichla niederleinii</i> (Holmberg 1891)	Non-native	No	4.76	7.69	Accidental	Accidental
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Native	No	76.19	76.92	Constant	Constant
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	Non-native	No	23.81	53.85	Accidental	Constant
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel 1840)	Non-native	No	57.14	46.15	Constant	Accessory

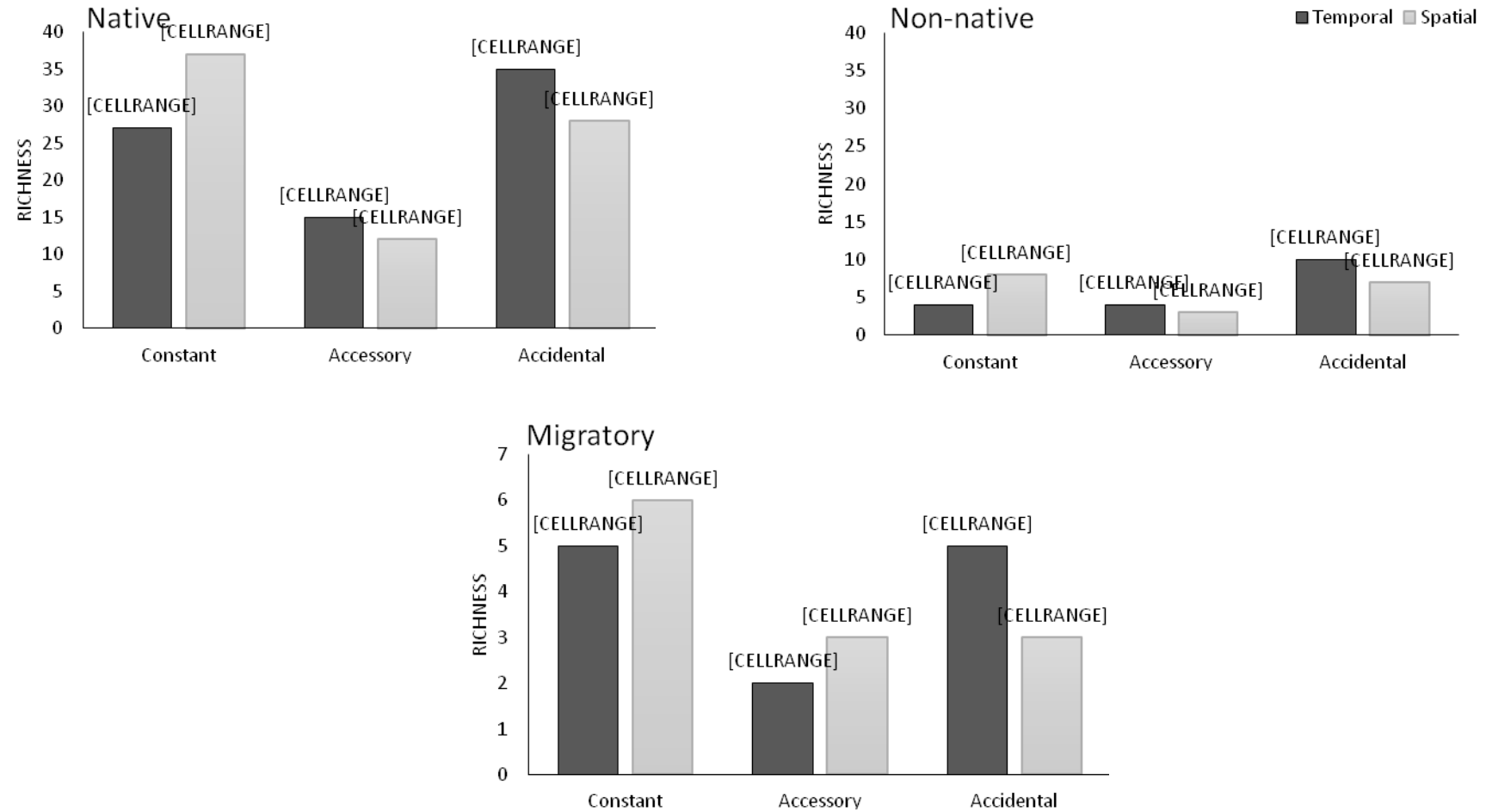


Figure S1: Number of native, non-native and migratory fish species (richness) per classes of spatial and temporal constancy index. The species with $C > 50$ were considered constant, with $25 \geq C \geq 50$, accessory and with $C < 25$, accidental. The percentage demonstrates the proportion of fish richness per class. Native fish = 77 species; non-native fish = 18 species; migratory fish = 12 species.

Table S2: Summary of Wald Chi-Squared test from GLM global model variables modelled with beta diversity turnover (β_{TD}). Bold values indicate significance at $p < 0.05$.

Parameters	Chisq	P value
Age	8.247	0.004
Position	11.587	0.001
α native	3.496	0.062
α non-native	36.283	<0.001

REFERENCE

Dajoz, R. (1978). *Ecologia geral*. Petrópolis: Editora Vozes. 472p.

CAPÍTULO 3

Esse capítulo foi escrito em formato de artigo científico, com estrutura de ensaio. Posteriormente, parte do seu conteúdo será submetido a revista Journal of Applied Ecology. Portanto, seguimos as normas de formatação dessa revista.

MONITORAMENTO DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS: LEVANTAMENTO E DIRETRIZES PARA MAIOR EFETIVIDADE

Raquel Coelho Loures & Paulo Santos Pompeu



Imagem: Ivo Prado

1. INTRODUÇÃO

Programas de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas requerem investimentos significativos de tempo, dinheiro e recursos humanos para sua implementação e manutenção. Contudo, será que esses recursos estão sendo aplicados da melhor forma e gerando resultados satisfatórios? Os programas de monitoramentos de peixes em reservatórios são efetivos? O que é um monitoramento efetivo? Monitoramento pode ser definido como medição sistemática de variáveis e processos ecológicos ao longo do tempo conduzida para um propósito específico, avaliando o grau de conformidade das condições encontradas com um padrão pré-determinado, ou seja, avaliando mudanças (Hellawell 1991; Spellerberg 2005). A efetividade do monitoramento está relacionada a sua capacidade real, efetiva, de atender aos seus propósitos. Para ser efetivo o monitoramento requer um conjunto de objetivos específicos ligados ao objetivo geral para detectar importantes mudanças espaço-temporais nas assembleias e populações de peixes (Radinger *et al.* 2018), bem como facilitar a detecção dos possíveis causadores dessas mudanças (Dornelas *et al.* 2013).

De uma forma geral, programas de monitoramento ecológico apresentam um histórico ruim nas últimas décadas, sendo frequentemente criticados por não serem científicos, serem caros e pouco aproveitados (Hellawell 1991; Lovett *et al.* 2007; Lindenmayer and Liken 2010). Essa má reputação majoritariamente é atribuída ao planejamento ruim, com desenhos amostrais falhos, de baixo poder estatístico e falta de foco (Hellawell 1991; Lovett *et al.* 2007). Entretanto, os atributos de uma boa ciência que, conseqüentemente, levam a bons trabalhos científicos são os mesmos que caracterizam um bom monitoramento (Lovett *et al.* 2007). O cuidado ao se determinar claramente quais as perguntas deverão ser respondidas pelo monitoramento (propósitos/objetivos); como essas perguntas serão respondidas (métodos); como os dados serão tratados (análises); o que os dados significam e quais informações fornecem (interpretação/discussão); é essencial para o bom planejamento de um programa de monitoramento (Usher 1991). A definição criteriosa do desenho amostral na fase de planejamento, por exemplo, com poder estatístico suficiente para detectar tendências de efeitos relacionados a um impacto, pode evitar perda de tempo e recurso em um programa que não resultaria em informações úteis (Gerrodette 1987). Por isso, é importante que o monitoramento seja conduzido com rigor científico, por pessoas competentes e que atendam a bons padrões profissionais (Spellerberg 2005).

Barragens para construção de hidrelétricas transformam os rios regulando a vazão, alterando o fluxo de sedimentos e nutrientes, modificando parâmetros físico-químicos da água, afetando a diversidade dos organismos e a integridade ecológica dos sistemas aquáticos (Poff 2014; Winemiller *et al.* 2016). Assim, empresas do Setor Elétrico Brasileiro (SEB) realizam programas de monitoramento dos seus reservatórios para avaliação destes impactos ao longo do tempo. Apesar da

grande quantidade de empreendimentos hidrelétricos no país, em um levantamento realizado por Agostinho e colaboradores (2007), verificou-se que o monitoramento das assembleias de peixes ocorre num número proporcionalmente baixo de reservatórios. Infelizmente, informações produzidas por esses monitoramentos, em sua maioria, ficam restritas às empresas do SEB, ou empresas de consultoria ou aos órgãos ambientais, em inúmeros relatórios. Além disso, a qualidade e o detalhamento dos dados requeridos para melhor dimensionamento dos impactos promovidos pelos represamentos e maior conhecimento sobre as mudanças na diversidade de peixes em curso nos rios brasileiros, ainda são desafios para o SEB e para os órgãos de controle ambiental (Agostinho *et al.* 2007). O aumento da fragmentação dos rios, com prognósticos de crescimento (Couto and Olden 2018), impele por monitoramentos efetivos que possam medir as mudanças na diversidade de peixes de forma compreensível, para subsidiar medidas de conservação e manejo baseadas em evidências (Radinger *et al.* 2018).

O aprimoramento da efetividade dos programas de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas só vai ser possível se começarmos a confrontar os desafios, a começar por melhorias no processo de gestão desses programas por empresas do SEB. Essas melhorias no processo de gestão vão desde o planejamento até a prática de manejo de dados, com documentação e preservação das informações por longo prazo. Com isso em mente, em relação aos programas de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas, este estudo objetivou: *i*) caracterizar essa atividade no Brasil (Seção 3); *ii*) demonstrar a importância do poder estatístico ser considerado durante o planejamento do desenho amostral de monitoramentos para assegurar sua efetividade na detecção de tendências ao longo do tempo (Seção 4); *iii*) relacionar os principais aspectos ecológicos que devem ser considerados na gestão dos programas, seguido de diretrizes que visam o aumento da efetividade da gestão e por conseguinte dos programas de monitoramento (Seção 5). Começamos, no entanto, com uma breve contextualização sobre o SEB e a atividade de monitoramento de peixes (Seção 2).

2. CONTEXTUALIZAÇÃO

No Brasil, após a publicação da Política Nacional de Meio Ambiente, Lei nº 6.938/1981 (ver Art. 9º), alguns instrumentos legais trouxeram à tona a relevância da avaliação e do monitoramento de impactos ambientais causados por atividades utilizadoras de recursos ambientais, efetivas ou potencialmente poluidoras, ou capazes de causar degradação ambiental. Dentre esses instrumentos, alguns são de maior interesse para o SEB, como a Resolução Conama nº 01/1986 que dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental (ver Art. 6º e 9º) e a Resolução Conama nº 06/1987 (ver Art. 9º) que dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras especificamente do setor de geração de energia elétrica. Esses instrumentos tornaram obrigatórios os inventários e estudos que visam, além de dimensionar os impactos, subsidiar medidas mitigadoras (manejo), prevendo monitoramento das alterações decorrentes destas atividades. A partir de então

observou-se avanço no desenvolvimento de programas ambientais pelas empresas (Sánchez 2013). Esses instrumentos foram ainda fortalecidos em 1988, com a publicação da Constituição do Brasil que reiterou a importância da proteção ambiental, trazendo um capítulo inteiro (Capítulo VI do Título VIII – Da Ordem Social) relacionado ao meio ambiente (Sánchez 2013).

Na década de 1990, várias empresas do SEB reconhecendo impactos ambientais inerentes às atividades de geração, transmissão e distribuição, consolidaram em políticas de meio ambiente, princípios e diretrizes para redução, compensação ou eliminação dos impactos ambientais causados pelas atividades, fundamentando-se na utilização racional dos recursos naturais (Eletrobrás 1990; Cemig 2012). Com o aumento da consciência ecológica e políticas públicas, como a Convenção da Diversidade Biológica de 1992, o monitoramento ecológico ganhou novas dimensões (Sánchez 2013). No Artigo 7º, este documento chama a atenção para identificação e monitoramento da diversidade biológica, sendo essa definida como “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinho e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas”.

Uma importante contribuição ao SEB, em relação aos ecossistemas aquáticos, foi feita pela Eletrobrás em 1988, com a criação do Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico (COMASE) que contava com representações técnicas de cerca de 23 empresas setoriais. O COMASE realizou nos anos de 1993 e 1994, várias Reuniões Temáticas Preparatórias e o “Seminário sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro” visando fornecer ao setor elementos para subsidiar diretrizes nacionais para a conservação da fauna aquática em reservatórios (Agostinho *et al.* 2007). Como fruto desse trabalho, analisando os programas de monitoramento dos recursos aquáticos em reservatórios brasileiros, concluiu-se que careciam de regularidade e/ou definição clara dos seus objetivos (COMASE 1995). A falta de definição dos objetivos implicava em dificuldades de avaliar e realimentar as atividades de manejo, bem como de detectar as alterações sofridas pelas comunidades aquáticas. Com base nesta análise foram elaboradas as seguintes recomendações para monitoramento de peixes e pesca:

- i. realizar o monitoramento em toda a área de influência do empreendimento (montante, corpo do reservatório, jusante e tributários), de modo contínuo e com objetivos bem definidos;
- ii. ajustar a periodicidade do monitoramento de acordo com seu objetivo e com as fases do ciclo estacional. Antes do enchimento do reservatório, o programa deve ser iniciado no rio principal e tributários. Nas fases de enchimento e pós enchimento, o programa deve ser contínuo;
- iii. associado ao monitoramento da ictiofauna, realizar um programa de acompanhamento das condições limnológicas e da qualidade da água,

compreendendo a coleta de dados físicos, químicos e biológicos em diferentes locais (montante e jusante) e profundidades;

- iv. realizar o monitoramento da pesca, por meio da pesca experimental e do controle do desembarque de pescado nos postos de comercialização. A metodologia para o monitoramento deve ser padronizada de forma a permitir comparações entre diversos empreendimentos. Essa atividade deve ser realizada em parceria com o IBAMA e pescadores.

(COMASE 1995)

Após pouco mais de 10 anos desde a realização do Seminário organizado pela COMASE, Agostinho e colaboradores (2007) verificaram avanços relevantes na atuação das empresas do SEB na área ambiental, incluindo atividades de monitoramento de peixes. Contudo, muitas recomendações do COMASE ainda eram ignoradas e erros continuavam a ser cometidos (Agostinho *et al.* 2007). Mais 10 anos se passaram e ainda se observam déficits no planejamento, licenciamento e monitoramento de atividades de grande impacto que ameaçam peixes de água-doce, como a fragmentação de rios por barragens no Brasil (Pelicice *et al.* 2017). O monitoramento obrigatório e permanente das populações de peixes em áreas afetadas por barramentos e outros projetos de grande escala é uma das ações recomendadas para gerar subsídios que minimizem impactos sobre peixes (Pelicice *et al.* 2017). Contudo, para isso ocorrer, são necessárias mudanças de comportamento e de melhores práticas junto às agências ambientais e empresas do SEB, o que pode ser desafiador diante do cenário nacional atual.

Ao longo dos últimos anos, as tarifas brasileiras de energia elétrica vêm sendo apontadas como uma das causas da perda de competitividade da economia nacional (de Castro *et al.* 2013). Assim, em setembro de 2012, visando reduzir o custo da energia elétrica no Brasil, foi publicada a Medida Provisória (MP) 579, transformada em Lei n.º 12.783 de 14-01-2013, que impõe mudanças significativas nas tarifas dos ativos mais antigos de geração e transmissão que tiveram seus contratos renovados, além de alterar a relação intra mercados de energia elétrica no Brasil (Fernandes and D'Armada 2017). A MP 579/2012 provocou forte impacto financeiro sobre as empresas de geração detentoras de concessões com vencimento entre 2015-2017. Esse impacto foi imediatamente avaliado e precificado pelo mercado de capitais provocando baixas significativas na cotação das ações das empresas afetadas na bolsa de valores (Fernandes and D'Armada 2017). Essa baixa ocorreu devido à redução das receitas líquidas e a restrição das condições comerciais que só eram financeiramente suficientes para cobrir os custos de operação e manutenção, com uma margem bastante estreita (de Castro *et al.* 2013). Com isso, as obrigações socioambientais vinculadas à operação de hidrelétricas não foi tratada pela MP 579, no que diz respeito aos valores das tarifas definidas para novas concessões, impactando a execução de programas socioambientais existentes nas usinas, incluindo os monitoramentos (Fernandes and D'Armada 2017).

3. LEVANTAMENTO SOBRE MONITORAMENTOS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS DE HIDRELÉTRICAS NO BRASIL

A principal fonte de energia elétrica no país é constituída por usinas hidrelétricas, que totalizam 1338 empreendimentos em operação, sendo 693 CGHs (geram até 3 MW), 427 PCHs (geram de 3 a 30MW) e 218 UHEs (geram acima de 30 MW), representando 61,2% da capacidade instalada no país (Aneel 2018; Resolução Normativa nº 673 de 4/8/2015 da ANEEL). Para caracterizar a atividade de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas no Brasil foi realizado um levantamento junto as empresas de energia do SEB, conforme descrito no item 3.1.

3.1. Métodos

Elaboramos um questionário, autoaplicável por meio eletrônico, para levantamento de dados por amostragem (Günther 2003), sobre a atividade de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas no Brasil. O questionário foi composto por 25 perguntas, abertas e de múltipla escolha, de forma que pudéssemos individualizar as respostas por reservatório para análises (ver Anexo I). Algumas perguntas levavam em consideração o porte do empreendimento, se Pequenas Centrais Hidrelétricas – PCHs ou Usinas Hidrelétricas de Energia – UHEs. Para fins deste estudo, incluímos Centrais Geradoras Hidrelétricas – CGHs no grupo de PCHs, para evitar divergência nas respostas do questionário quanto a classificação das usinas, pois a Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL alterou a classificação em 2015 pela Resolução Normativa nº 673 e ainda existem bases de dados conflitantes. Assim, neste estudo, quando mencionamos PCH estamos considerando empreendimentos que geram até 30MW e apresentam área de reservatório de até 13 km² e UHEs aqueles que geram acima de 30MW e apresentam área de reservatório maior que 13 km².

Foi realizado um pré-teste do questionário, que foi aprimorado corrigindo falhas e incorporando sugestões recebidas. O questionário foi então disponibilizado na internet pelo sistema Online Pesquisa© (enuvo GmbH, Zurique), que oferece base tecnológica para questionários online. Considerando a especificidade do tema pesquisado, optamos pela amostragem intencional, que ocorre quando não é possível enumeração total da amostra e se utiliza elementos da amostra que podem oferecer as informações necessárias (Babbie 1999). A divulgação do levantamento foi feita através de e-mail que continha um link, para acesso ao questionário, enviado a 43 empresas do SEB, que juntas somam aproximadamente 309 reservatórios sob sua administração, correspondendo então a 23,1% dos reservatórios existentes no Brasil. Os dados para este estudo foram coletados durante todo o mês de outubro de 2018. Assumimos o compromisso de confidencialidade das respostas, apresentando os resultados de maneira a não permitir a identificação das pessoas/empresas envolvidas. Aquelas empresas que permitiram a divulgação do nome como colaboradora desse levantamento

foram nominalmente citadas nos Agradecimentos ao final desse capítulo, onde também agradecemos a colaboração dos respondentes anônimos.

As respostas ao questionário foram analisadas de forma descritiva, com apresentação das frequências absoluta e relativas. Um teste de Kruskal Wallis, seguido de Wilcoxon pareado, foi realizado para verificar diferenças na variância das idades dos reservatórios nas diferentes categorias de duração dos monitoramentos, utilizando o software R (ver. 3.5.1, R Development Core Team 2018, Vienna, Austria). O questionário também contou com uma pergunta de opinião, de múltipla escolha, para conhecer o grau de concordância dos respondentes quanto a percepção da efetividade dos monitoramentos (Anexo 1, questão 23). Para isso foi utilizada a escala de Likert, com estrutura de intensidade e distribuição simétrica de itens, apresentando um ponto central neutro: discordo totalmente, discordo parcialmente, não concordo nem discordo, concordo parcialmente e concordo totalmente (Likert 1932). A frequência de cada item Likert foi gerada para analisar a opinião dos respondentes a cada afirmação, através do pacote 'likert' (ver <https://CRAN.R-project.org/package=likert>, Bryer and Speerschneider 2016) no software R (ver. 3.5.1, R Development Core Team 2018, Vienna, Austria).

3.2. Cenário atual dos monitoramentos de peixes em reservatórios de hidrelétricas no Brasil (2016 a 2018)

No levantamento realizado obtivemos o retorno de 16 empresas que administram no total 163 reservatórios, sendo 94 PCHs e 69 UHEs. Assim nossa amostra representou 8.4% do total de PCHs (incluindo CGHs) e 31.8% do total de UHEs em operação no país. De todos os reservatórios administrados pelas empresas respondentes, 37 reservatórios nunca foram monitorados. Quanto ao aspecto temporal, de quando o primeiro monitoramento de peixes foi realizado em relação ao enchimento do reservatório, 68 iniciaram os monitoramentos logo após o enchimento, 20 iniciaram cinco após, enquanto que em outros 32 o monitoramento só foi ocorrer 10 anos depois (Fig. 1).

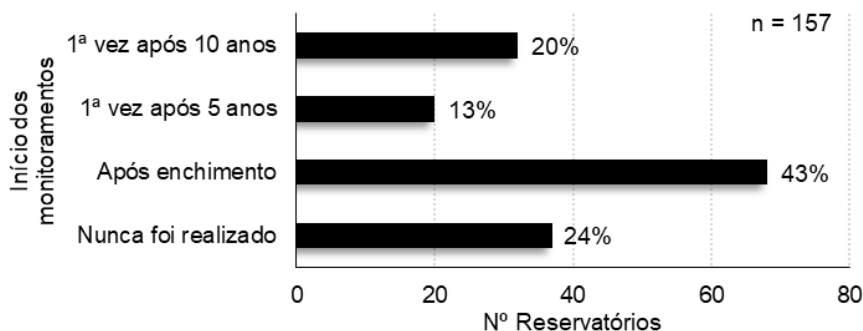


Fig. 1: Ocorrência do primeiro monitoramento de peixes nos reservatórios em relação ao seu enchimento e respectivas frequências relativas de cada categoria.

Durante o período de 2016 a 2018, o monitoramento de peixes foi realizado em 37 PCHs (incluindo 5 CGHs) e em 46 UHEs, correspondendo a 39.4% e 66.7% do total de reservatórios apontados respectivamente. Esses reservatórios estão distribuídos em 18 estados brasileiros, representando todas as regiões do país (Fig. 2). Quando comparado ao período de 1999 a 2003, pelo levantamento realizado por Agostinho e colaboradores (2007), houve aumento na frequência relativa de monitoramentos realizados nos últimos três anos, pois nosso estudo apontou ainda que 51% dos reservatórios amostrados realizam monitoramento de peixes, enquanto essa proporção variou entre 22 e 42% de 1999 a 2003 (Agostinho *et al.* 2007).



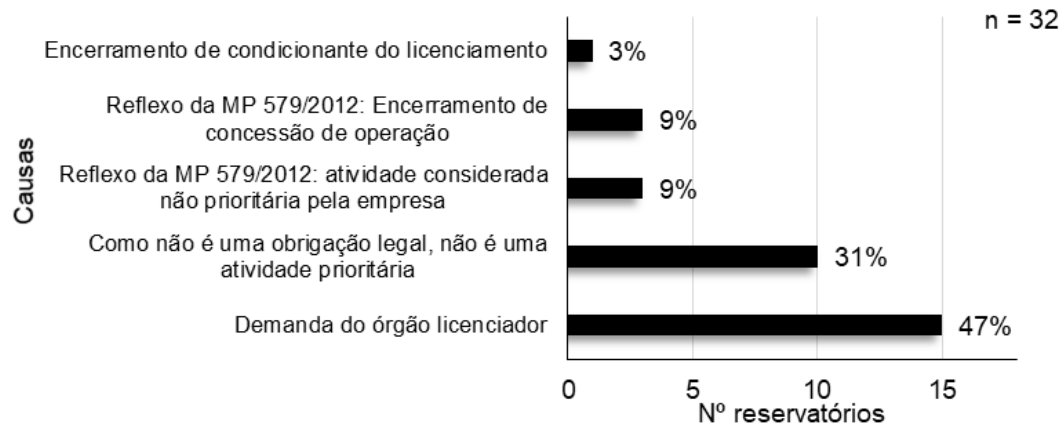
Fig. 2: Número de reservatórios em que é realizado monitoramento de peixes por regiões brasileiras, durante o período de 2016 a 2018, conforme apontado pelas empresas respondentes ao levantamento.

Solicitamos aos respondentes que nos informassem sobre atividades de monitoramento de peixes que ocorriam em reservatórios da empresa, mas que foram encerrados ou interrompidos antes de 2016, para um comparativo com o cenário atual (período de 2016 a 2018). O objetivo dessa pergunta foi avaliar o quanto a atividade pode ter sido impactada pelas mudanças no SEB após a MP 579/2012, bem como verificar outras possíveis causas para encerrar/interromper um monitoramento de peixes.

Quatro empresas apontaram o encerramento dos monitoramentos em 32 reservatórios. Desses, nenhum teve o monitoramento encerrado por recomendação dos resultados dos próprios monitoramentos. A principal causa apontada foi o encerramento por demanda do órgão licenciador (47%), seguida da decisão da própria empresa pois, uma vez que a atividade não é uma obrigação legal, não é considerada prioridade para ser executada (31%) (Fig. 3A). O encerramento dos monitoramentos em seis reservatórios foi considerado reflexo da MP 579/2012, seja pela empresa não ser mais responsável pela operação da usina (término da concessão de operação) ou a atividade deixou de ser prioridade diante da alteração do cenário econômico da empresa. Somente um reservatório apresentou encerramento de condicionante do licenciamento como causa para cessar a atividade (Fig.

3A). A maioria dos reservatórios, 57%, apresentavam mais de 5 anos de monitoramento quando do encerramento (Fig. 3B). Esses resultados demonstram a importância do processo de licenciamento para catalisar estudos que buscam o entendimento de impactos ambientais (Sánchez 2013; Duarte *et al.* 2017). Sem a obrigatoriedade legal em se realizar estudos e monitoramentos, muita informação valiosa para compreensão dos impactos e estabelecimento de medidas mitigadoras, pode estar sendo perdida (Sánchez 2013).

A



B

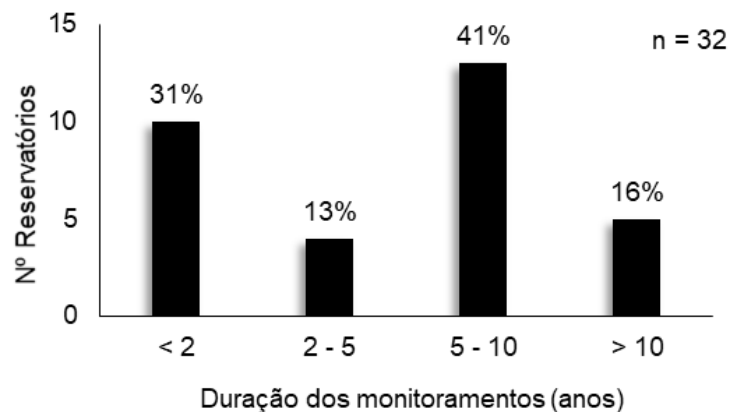


Fig. 3: Encerramento/interrupção dos monitoramentos de peixes antes de 2016, causas apontadas (A) e duração dos monitoramentos encerrados (B) com respectivas frequências relativas.

3.3. Qual a motivação para realizar monitoramento de peixes?

Várias empresas do SEB buscam se comprometer com a sustentabilidade de seus negócios, e integram índices de mercado, tais como Índice de Sustentabilidade Empresarial da Bovespa e *Dow Jones Sustainability Index*, que valorizam o desenvolvimento de programas socioambientais de forma voluntária voltadas para mitigação de impactos e preservação da biodiversidade (Michellis Jr. and Fonseca 2017). Contudo, em relação aos programas de monitoramento de peixes, observamos que esses não ocorrem de forma voluntária pelas empresas, na maioria dos reservatórios (Fig. 4). A

principal motivação para realização do monitoramento de peixes é quando essa atividade é uma condicionante ambiental do processo de licenciamento, correspondendo a 95% dos reservatórios apontados no levantamento (Fig. 4). O monitoramento só ocorre de forma voluntária em três reservatórios e é um requisito legal para um reservatório de PCH (Fig. 4). Por requisito legal entende-se toda regra jurídica escrita, que deve ser cumprida (*e.g.* Leis, Resoluções, Termo de Ajustamento de Conduta, Termo de Compromisso, entre outros).

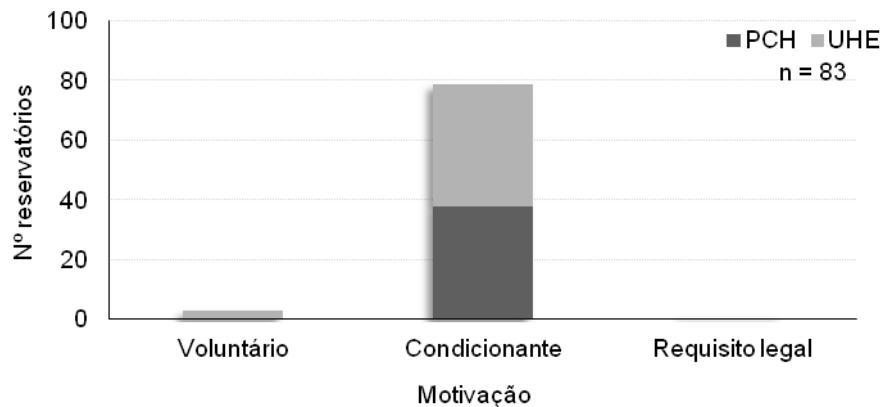


Fig. 4: Motivadores para realização de monitoramento de peixes em reservatórios.

Uma vez que, na maioria dos casos o monitoramento é realizado de forma mandatória, via condicionante ambiental, num cenário corporativo precisa-se diferenciar efetividade dos processos de gestão da efetividade ambiental do programa (Malvestio and Montañó 2013; Margato and Sanchez 2014). A primeira trata-se simplesmente da obrigação de se cumprir condicionante e/ou requisito legal e a segunda da obrigação de se ter resultados reais, condizentes com seus objetivos e levar ao conhecimento do sistema a ser monitorado (Margato and Sanchez 2014). Porém, tem ficado claro em fóruns de discussão do SEB que, quando se compromete a buscar a efetividade ambiental dos programas de monitoramento, a efetividade dos processos de gestão também será alcançada. Para isso a definição clara dos objetivos é imprescindível para um monitoramento efetivo, seja ele um monitoramento de controle para verificar tendências de longo-prazo; um monitoramento para avaliar determinada medida de manejo; para prever tendências futuras e sugerir hipóteses; ou um monitoramento com foco específico para assegurar uma tomada de decisão quanto a executar alguma medida de manejo e conservação (Bisbal 2001; Nichols and Williams 2006).

3.4. Por que monitorar?

No âmbito do SEB, a realização de monitoramento de peixes em geral apresenta os seguintes propósitos: detectar alterações espaço-temporais na diversidade de peixes e no ambiente (*e.g.* verificar tendências em riqueza, na diversidade beta e diversidade funcional, na qualidade da água); identificar situações de exploração de recursos naturais com a formação de reservatórios (*e.g.* desembarque pesqueiro, atividade de pesca); e avaliar a eficácia de uma medida de manejo (*e.g.* peixamento ou

estocagem, pesca controlada, sistemas de transposição de peixes) (Hellawell 1991; Agostinho 1994; Radinger *et al.* 2018).

Os principais objetivos dos monitoramentos de peixes realizados nos reservatórios apontados no levantamento foram detectar padrões temporais e espaciais de assembleias de peixes que possam ser decorrentes do impacto do represamento (87%) (Fig. 5). A avaliação de aspectos reprodutivos e de dieta dos peixes também figuraram entre os principais objetivos, tendo sido apontados para 84 e 81% dos reservatórios, respectivamente. Dois objetivos que esperávamos ser comuns à maioria dos monitoramentos, subsidiar medidas de conservação e manejo e avaliar a eficácia de alguma medida de manejo (*e.g.* peixamento, transposição de peixes), só foram apontados por 67 e 55% dos reservatórios, respectivamente (Fig. 5). Objetivos importantes para verificar ocorrência de atividade reprodutiva dos peixes na área de influência dos reservatórios, como avaliar distribuição e composição de ovos e larvas e recrutamento de juvenis, foram alvo do monitoramento de 77 e 36% dos reservatórios, sendo esse último proporcionalmente menor em PCHs. Os objetivos menos frequentes estão relacionados a avaliação da atividade pesqueira (34%) e estudar alguma espécie ameaçada de extinção (29%), sendo que esse último só foi apontado para UHEs (Fig. 5). Somente duas empresas apontaram outros objetivos não listados no questionário, sendo esses “determinar a relevância de espécies invasoras para assembleia de peixes” e “gerar informações científicas”.

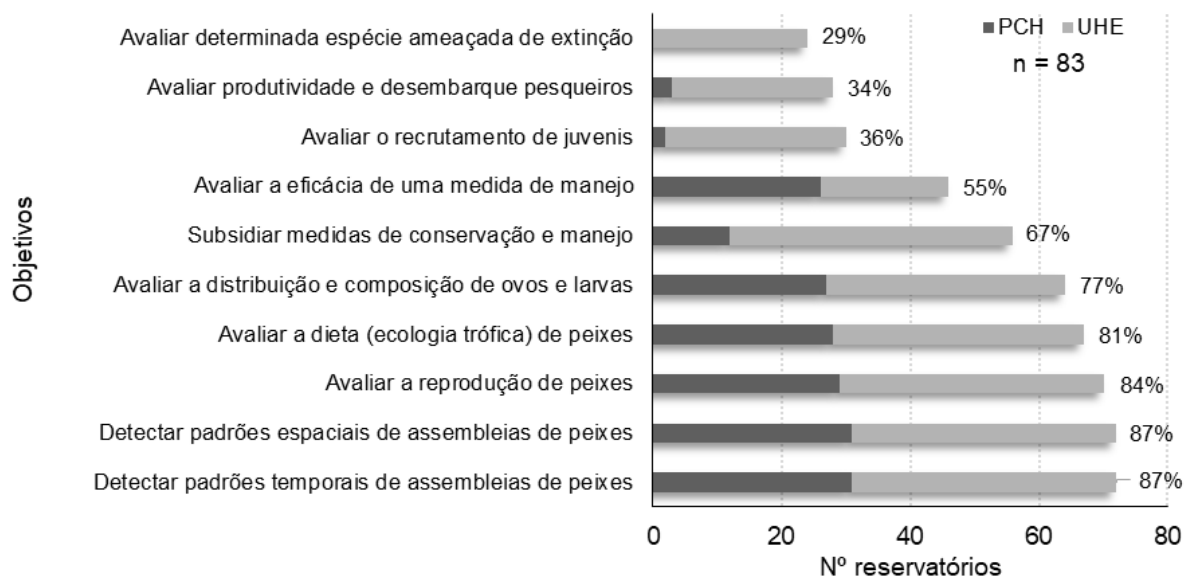


Fig. 5: Objetivos dos monitoramentos de peixes nos reservatórios apontados no levantamento. Para cada objetivo foi indicada a sua frequência relativa considerando o total de reservatórios.

Quando perguntadas se os resultados dos monitoramentos já subsidiaram recomendação/definição/realização de alguma medida de manejo, nove empresas afirmaram que sim para 28 reservatórios (Fig. 6). Considerando que 56 reservatórios apontaram que “subsidiar medidas concretas

de conservação e manejo” constava dos objetivos do monitoramento, somente 50% alcançou esse objetivo. As principais medidas de manejo e conservação apontadas pelos respondentes são consideradas controversas atualmente (Pelicice *et al.* 2017): estocagem de peixes (repopoamento ou peixamento); e transposição de peixes – STPs. A estocagem apresenta um histórico de mau uso das técnicas de produção e soltura de peixes, em geral desacompanhada de avaliações sobre sua efetividade quanto medida para conservação de peixes (Alves 2008). Além disso, a medida apresenta potencial de gerar impactos adicionais no ambiente, como a soltura de indivíduos de baixa qualidade genética, a introdução de espécies não-nativas e a contaminação dos cursos naturais com patógenos (Agostinho *et al.* 2007). A soltura de peixes nos rios e reservatórios não garante a recuperação de populações de peixes em declínio tendo, portanto, que consorciar a estocagem com outras técnicas de manejo, como recuperação de ambientes, e avaliar sua efetividade (Alves 2008). Outra medida de manejo comum no SEB é a transposição de peixes, visto o bloqueio às rotas migratórias de peixes causado pelo barramento (Agostinho *et al.* 2007) e a perda de habitats propícios a reprodução e recrutamento (Pelicice and Agostinho 2008). STPs vem sendo propostos para reabilitar e conservar a diversidade de peixes, mas sua efetividade na América do Sul vem sendo questionada, principalmente considerando características dos reservatórios e comportamentos migratórios (Pelicice, Pompeu, *et al.* 2015). Se habitats críticos, como locais de reprodução e de recrutamento não forem preservados, a construção de STPs será insuficiente para preservar as populações de peixes (Pompeu *et al.* 2012).

No nosso levantamento a medida de manejo mais recomendada a partir dos resultados dos monitoramentos foi a realização de estocagem com espécies nativas (64%) (Fig.6). Porém, não fazer estocagem com espécies nativas também surgiu como medida de manejo para 18% dos reservatórios. Para nossa surpresa, ainda nos dias de hoje, parece ocorrer estocagem de peixes não-nativos, pois a interrupção/não realização dessa medida foi recomendada a nove reservatórios (32%). Em um desses reservatórios, também foi apontada a medida de controle de espécies invasoras, essa recomendada a três reservatórios no total (Fig. 6). Efeitos negativos de introduções de peixes não nativos nos ambientes onde foram introduzidos vem sendo registrados em diversos locais no mundo (Rahel 2000; Johnson *et al.* 2008; Pelicice and Agostinho 2009; Vitule *et al.* 2012; Pelicice, Latini, *et al.* 2015). Historicamente no Brasil, pelo menos até a década de 1990, a estocagem de peixes em reservatórios era uma das estratégias de manejo mais adotadas pelas concessionárias hidrelétricas com soltura de peixes nativos e não nativos (Agostinho *et al.* 2007). Apesar da medida ter mudado o foco para espécies nativas com o passar do tempo, o passado não necessariamente é apagado, pois uma vez que uma espécie tenha se estabelecido, dificilmente se reverte esse quadro (Vitule *et al.* 2009). No Brasil, os principais vetores de introdução de peixes não nativos são a estocagem, pesca esportiva e aquicultura, sendo esse último já identificado como principal vetor para as bacias do Alto rio Paraná, Iguaçu e Costeira (Daga *et al.* 2014). Tanto a pesca esportiva quanto a aquicultura encontram no reservatório um ambiente propício para desenvolvimento da atividade (Agostinho *et al.* 2007),

podendo cair sobre a empresa detentora da concessão do reservatório a responsabilidade de tomar medidas para seu controle. Não fazer estocagem com espécies nativas também foi recomendado a alguns reservatórios. É possível que essa medida de manejo reduza nos próximos anos. Recentemente a Cemig, ao solicitar licença para soltura de peixes para atender uma condicionante, recebeu negativa com a justificativa de que o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama, atualmente, não tem autorizado a atividade de peixamento em seus empreendimentos hidrelétricos (obs.pes).

Quanto à transposição de peixes, observamos que foi recomendada sua realização em três reservatórios (11%), sua interrupção em um e sua não realização em 11 reservatórios (39%) (Fig. 6). Algumas outras medidas de manejo, voltadas para restauração de hábitat e implementação de áreas protegidas, que podem ser melhores alternativas para proteção da biodiversidade de peixes neotropicais (Pelicice *et al.* 2017), também foram apontadas no levantamento. Em nove reservatórios a recuperação de mata ciliar foi recomendada, sendo que em dois desses a proteção a locais de desova e criadouros naturais também foi apontada como medida de manejo (Fig. 6). A proteção de locais de criadouros naturais foi recomendada a um total de sete reservatórios, e em seis desses foi acompanhada da recomendação de proteção a locais de desova (Fig. 6).



Fig. 6: Frequência das medidas de manejo recomendadas/subsidiadas pelos monitoramentos de peixes. Os respondentes poderiam apontar mais de uma medida para cada reservatório. As respostas variaram de uma a nove medidas por reservatório.

3.5. O que vem sendo monitorado?

As principais informações geradas pelos monitoramentos são relativas a composição de espécies (100%) e dados biométricos (98%). Também são frequentes informações relativas a reprodução (95%) e dados de abundância e biomassa relativizados pela captura por unidade de esforço (CPUE) (89% cada). Dados sobre alimentação dos peixes são gerados para 80% dos reservatórios e somente 34% colhem dados sobre recrutamento (Fig. 7). Todos esses resultados são coerentes com os objetivos dos monitoramentos e se assemelham com o levantamento realizado por Agostinho e colaboradores em 2007. Observamos que em 14% dos reservatórios há coleta de material genético de indivíduos amostrados. Potencialmente, um grande número de informações biológicas vem sendo levantadas, sem necessariamente uma avaliação da sua qualidade, o que pode reduzir o custo/benefício de estudos de impacto ambiental e monitoramento (Agostinho *et al.* 2007; Margato and Sanchez 2014). A avaliação da efetividade dessas atividades é imperativa para aprendizado com o processo de avaliar os impactos e buscar alternativas para mitigá-los (Sánchez and Mitchell 2017).

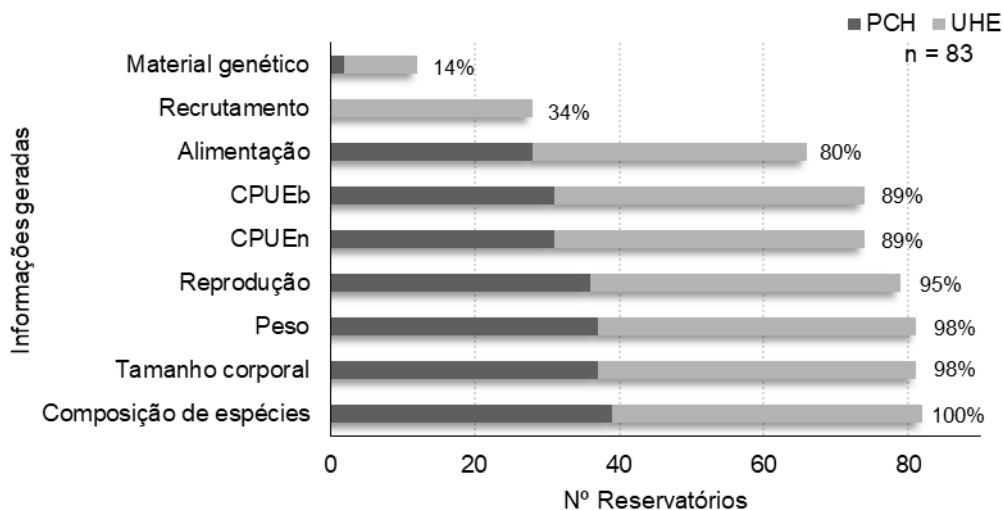


Fig. 7: Principais informações colhidas durante os monitoramentos e respectivas frequências relativas considerando o total de reservatórios. CPUEn = captura por unidade de esforço em números (abundância); CPUEb = captura por unidade de esforço em biomassa.

3.6. Como e onde se monitora?

A definição do desenho amostral apropriado, com definição das áreas a serem amostradas, e os petrechos que serão utilizados para amostragem são componentes centrais de como monitorar (Radinger *et al.* 2018). No levantamento junto às empresas do SEB, todos os reservatórios apresentaram monitoramento de peixes nas áreas próximo a barragem, nas regiões intermediária e final (Fig. 8A). Em sua maioria, o trecho lótico a montante do reservatório também é alvo dos monitoramentos (80%). Essas áreas cobrem praticamente todo o eixo longitudinal do reservatório, sendo um importante avanço quando contrastado com o levantamento realizado por Agostinho e

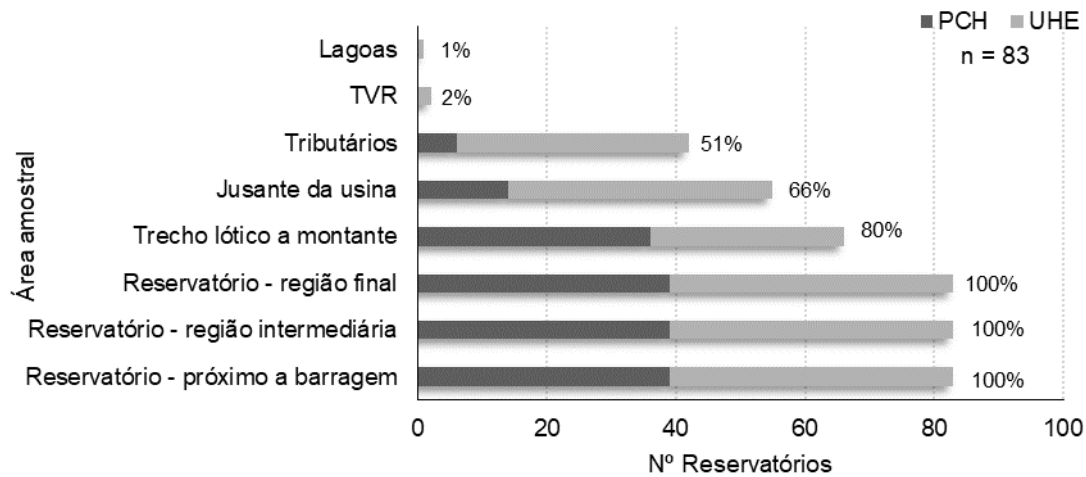
colaboradores em 2007. Nesse eixo é comum observar gradientes nos processos de transporte de nutrientes e sedimentação que influenciam, a qualidade da água, a distribuição dos peixes, o rendimento pesqueiro e as estratégias de pesca (Okada *et al.* 2005).

A região a jusante da usina e tributários são áreas monitoradas em menor frequência, 66 e 51% respectivamente (Fig. 8A). A realização de monitoramento a jusante das usinas é importante. Os peixes à jusante são impactados pela alteração da qualidade da água turbinada e vertida; controle de vazão prejudicando reprodução, recrutamento e sobrevivência; risco de injúrias e morte pela operação da usina; bloqueio a migração reprodutiva e alimentar; o que pode levar a redução de peixes, até centenas de quilômetros a jusante do empreendimento (Loures *et al.* 2016; Granzotti *et al.* 2018). Em relação a tributários, que podem abrigar áreas de desova e desenvolvimento inicial para espécies de peixes nativos funcionando como áreas fonte para os reservatórios (Sato *et al.* 2005; Marques *et al.* 2018), monitorar é importante para avaliar se e como contribuem para manutenção da diversidade de peixes.

O monitoramento de peixes no trecho de vazão reduzida (TVR) foi apontado por duas empresas e outra indicou a realização de monitoramento em lagoas marginais (Fig. 8A). A realização de monitoramento no TVR pode indicar as espécies mais vulneráveis à diminuição da vazão e subsidiar regras operativas que torne viável a manutenção das populações de peixes nesse trecho. Já as lagoas marginais são habitats reconhecidamente importantes para o desenvolvimento inicial de larvas de espécies de peixes migradores (Pompeu and Godinho 2006). São formadas durante a estação seca, quando as áreas alagadas ficam isoladas do canal principal do rio, após pulso de inundação. O seu monitoramento, em geral, é importante para identificação de habitats críticos que funcionam como berçários e locais de recrutamento de peixes para sua preservação (Garcia *et al.* 2018).

Os diferentes petrechos de pesca usados para amostragens em monitoramento variam de acordo com os objetivos do programa (Radinger *et al.* 2018). No levantamento realizado, redes de emalhar foram apontadas para amostragem de peixes em todos os reservatórios do levantamento. Os outros petrechos mais usados foram as tarrafas em 84% dos reservatórios, seguido por peneiras em 41% e anzol em 30% dos reservatórios monitorados, sendo que esses dois últimos com maior frequência em UHEs (Fig. 8B). Em menor frequência, espinhel (16%), redes para coleta de ovos e larvas (8%) e redes de picaré para arrasto (8%), que foram petrechos apontados nos monitoramentos realizados somente nas UHEs (Fig. 8B).

A



B

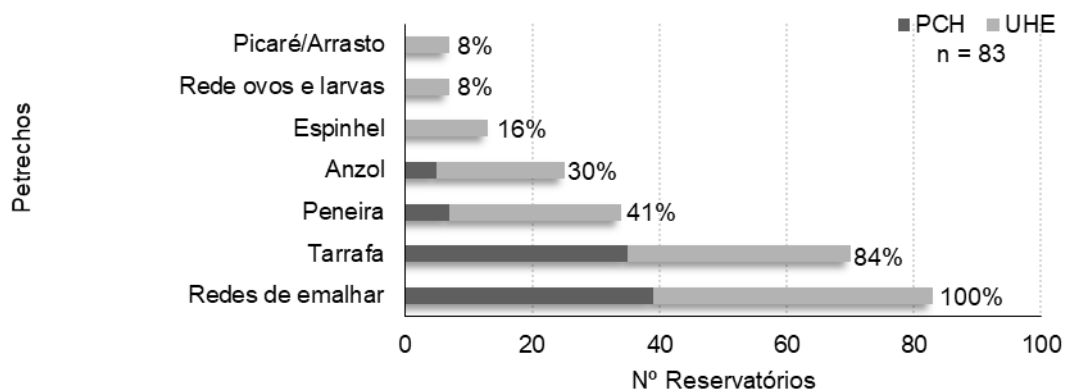


Fig. 8: Amostragem de peixes durante monitoramento, localização dos pontos amostrais na área de influência das usinas; TVR = trecho de vazão reduzida (A), principais petrechos utilizados (B). As frequências relativas considerando o total de reservatórios foram indicadas para área amostral e petrecho.

3.7. Quem realiza os monitoramentos?

A efetividade dos programas ambientais passa também pela capacidade de gestão das equipes das empresas. A tendência de reduzir as equipes próprias pode vir acompanhada de diminuição da efetividade dos programas, pela limitação na gestão das equipes (Lacombe 2017). A maioria das empresas do SEB não apresenta equipe própria para execução das atividades de monitoramento de peixes, sendo preciso firmar contratos com empresas de consultoria e ou universidades para sua execução (Fig. 9). Três empresas que apontaram a realização da atividade tanto por equipe contratada

quanto equipe própria, explicaram que no período de apuração 2016 a 2018, estava ocorrendo uma transição para contratação do serviço de monitoramento, que antes era realizado exclusivamente por equipe própria. Outra empresa mencionou que a empresa possuía equipe própria para atender o monitoramento de forma geral, mas que eram contratados serviços específicos para monitoramento de sistema de transposição e avaliação de ovos e larvas.

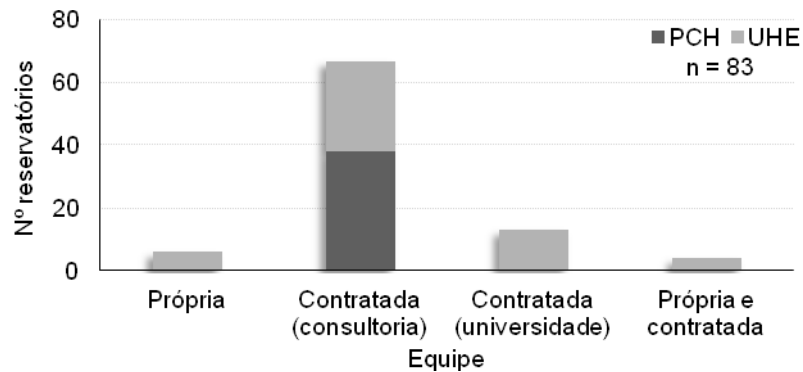


Fig. 9: Vínculo da equipe que realiza os monitoramentos de peixes em relação a empresa do setor elétrico.

3.8. Por quanto tempo e com qual frequência os monitoramentos vêm sendo realizados?

O desenho amostral dos monitoramentos deve considerar a frequência e duração das amostragens ao longo do tempo, de acordo com os objetivos propostos (Radinger *et al.* 2018). Monitoramentos de longo prazo são críticos para fornecer informações importantes sobre ecologia, detectar mudanças ambientais por fatores antropogênicos ou estocásticos, gestão de recursos naturais e conservação da biodiversidade (Magurran *et al.* 2010; Lindenmayer *et al.* 2012). Dados de longo prazo fornecem informações que ajudam a entender efeitos acumulados de medidas de manejo, bem como estressores, em escalas espaciais e temporais relevantes para o gerenciamento mais efetivo de ecossistemas complexos de rios (Counihan *et al.* 2018).

No levantamento realizado obtivemos resposta quanto a duração dos monitoramentos em 59 reservatórios. Desses, 49% monitoram peixes há mais de 10 anos, em 29% o monitoramento já ocorre entre 5 a 10 anos, em 19% entre 2 a 5 anos e 3% (somente um reservatório) apresentou monitoramento inferior a 2 anos. Em geral, os monitoramentos em UHEs mostrou ter mais longa duração que em PCHs (Fig. 10).

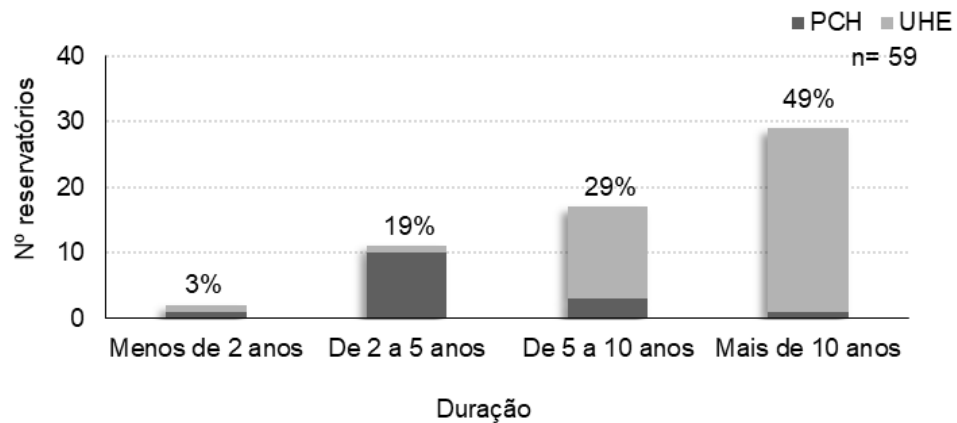
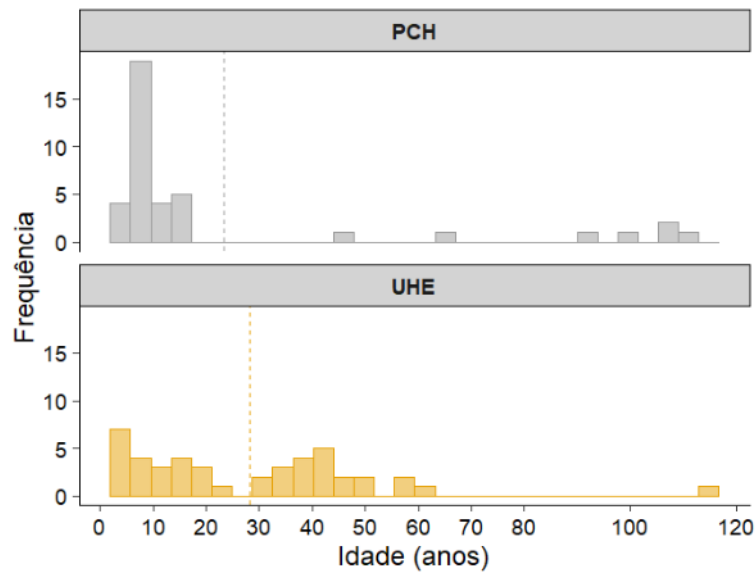


Fig. 10: Duração dos monitoramentos realizados e respectivas frequências relativas considerando o total de reservatórios.

Avaliar a duração do monitoramento sem considerar a idade do reservatório pode ser pouco informativo. Desta forma, conhecendo a identidade de cada reservatório do levantamento, foi possível determinar a idade de cada empreendimento (Aneel 2018). A média de idade das PCHs foi de $23,4 \pm 27,7$ e das UHEs $28,8 \pm 26,6$ (Fig. 11A). Dos monitoramentos realizados atualmente, considerando a duração informada e a idade do reservatório, podemos afirmar com segurança que pelo menos em 19 os monitoramentos iniciaram logo após a formação do reservatório. Esse número pode ser um pouco maior, se considerarmos a incerteza da duração total dos monitoramentos na categoria dos reservatórios que realizam monitoramento há mais de 10 anos (29 reservatórios). Com isso, também considerando essa limitação da categoria de maior duração dos monitoramentos, podemos afirmar que em 16 reservatórios, o monitoramento iniciou vários anos após o seu enchimento. Esses resultados serão interessantes para contrastar com as implicações do início tardio do monitoramento, que serão exploradas na seção 4 deste capítulo.

Como somente dois reservatórios apontaram que realizam monitoramento por um período inferior a dois anos, não comparamos esse grupo com os demais. Observamos diferença significativa entre as idades dos reservatórios e os grupos de duração dos monitoramentos ($X^2 = 21,21$; $p < 0,01$) (Fig. 11B). Pelo teste pareado de Wilcoxon não foi observada diferença estatística entre as idades dos reservatórios com monitoramento que duram de 2 a 5 anos e aqueles que duram de 5 a 10 anos (Fig. 11B). Já a idade dos reservatórios com monitoramentos há mais de 10 anos foi diferente significativamente dos outros dois (Fig. 11B).

A



B

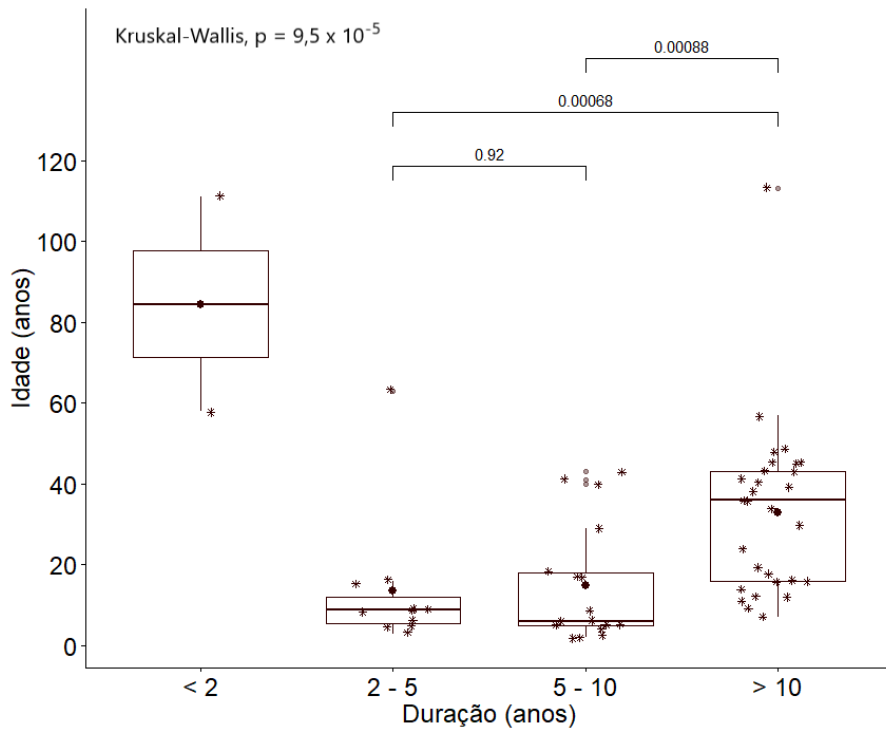


Fig. 11: Distribuição da frequência etária dos 83 reservatórios onde foram realizados monitoramentos no cenário atual (2016 – 2018). A linha tracejada indica a média de idade dos reservatórios (A). Boxplot da idade dos reservatórios para quatro categorias de duração dos monitoramentos, com as idades representada pelo símbolo * e a média pelo •. Os valores acima do gráfico indicam o valor de p do teste pareado de Wilcoxon comparando a idade dos reservatórios entre as diferentes categorias de duração dos monitoramentos, $\alpha = 0,05$ (excluída a categoria <2 anos). Número de reservatórios em cada grupo: menos de 2 anos ($n = 2$), de 2 a 5 anos ($n=11$), de 5 a 10 anos ($n=17$) e mais de 10 anos ($n = 29$) (B).

Os monitoramentos de peixes ocorreram em sua maioria trimestralmente (51%), principalmente em grandes reservatórios, seguido pelo monitoramento semestral, que aparece em 39% dos reservatórios, sendo essa frequência predominante em PCHs (Fig. 12). Observamos monitoramento bimestral em 10% dos reservatórios, mensal em 4%, quadrimestral em 2% e anual em 1 reservatório (Fig. 12). Um aspecto importante na definição do desenho amostral é o esforço necessário para obter precisão adequada para identificar tendências (Magurran *et al.* 2010). A definição da frequência das coletas nos monitoramentos vai depender dos objetivos, porém um maior esforço amostral eleva o poder estatístico em se detectar tendências temporais na biodiversidade (Gerrodette 1987; Urquhart *et al.* 1998). Algumas simulações apresentadas na seção 4 deste capítulo demonstrarão as diferenças entre os intervalos trimestral e semestral, os mais frequentes nos monitoramentos.

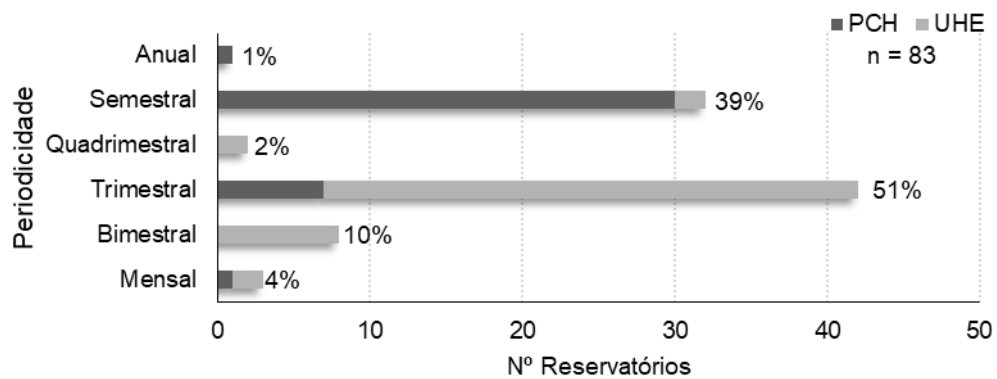


Fig. 12: Periodicidade dos monitoramentos realizados. Dois reservatórios apresentam diferentes frequências de monitoramento, relativas a diferentes objetivos, assim a somatória da frequência ultrapassa 100%.

3.9. Disponibilização das informações dos monitoramentos

Empresas do SEB são criticadas por sua vasta coleção de dados provenientes de monitoramentos que são arquivados para uso futuro e não divulgados (Agostinho *et al.* 2007). No nosso levantamento não foi feita nenhuma pergunta quanto a disponibilização das informações dos monitoramentos de peixes para saber se há divulgação e de que forma seria feita. No entanto, fizemos uma busca por relatórios de monitoramento de peixes no site corporativo das empresas respondentes. Só encontramos três empresas que disponibilizam alguns desses relatórios em suas páginas, totalizando 11 reservatórios do nosso levantamento. Fora do ambiente das empresas também fizemos uma busca no site do Ibama, que cuida do licenciamento ambiental de empreendimentos no âmbito federal. Encontramos relatórios de monitoramento de peixes referentes a outros oito reservatórios dos que constam no nosso levantamento no site <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/>. Não foram realizadas buscas em sites de agências ambientais estaduais.

No meio científico já é sabido do viés de publicação, em que os autores e editores são mais propensos a publicar estudos com resultados "positivos" (ou seja, os resultados que mostram um achado significativo) do que os estudos com resultados "negativos" (ou seja, que não suportam resultados esperados) (Dickersin 1990; Moller and Berkes 2004). Transpondo essa perspectiva para os monitoramentos de peixes em reservatórios, uma vez que, em sua maioria, visam avaliar mudanças espaço-temporais que possam ter sido causadas pelo empreendimento, os resultados podem não ser considerados "positivos". Assim, as empresas do SEB sob a mira dos órgãos licenciadores; incertos de como os resultados dos monitoramentos serão tratados por aqueles que tiverem acesso; podem recear a imputação de penalidades que as afete financeiramente ou ações que comprometam a sua imagem. Com isso, os resultados e os dados não são disponibilizados, comprometendo o processo de aprendizagem a partir dos programas de monitoramento. A análise e discussão dos dados acumulados no SEB durante as últimas décadas poderia levar a melhoria expressiva das técnicas de monitoramento e medidas de manejo (Agostinho *et al.* 2007).

3.10. Opinião dos respondentes

O perfil profissional dos 16 respondentes ao questionário, sem distinção de gêneros, apontou que a maioria é biólogo (10), três são engenheiros, sendo um de pesca, um agrônomo e um de aquicultura, um geógrafo, um químico industrial, e um técnico agropecuário e tecnólogo em gestão ambiental. A maioria, 69%, apresenta pós-graduação (Fig. 13).

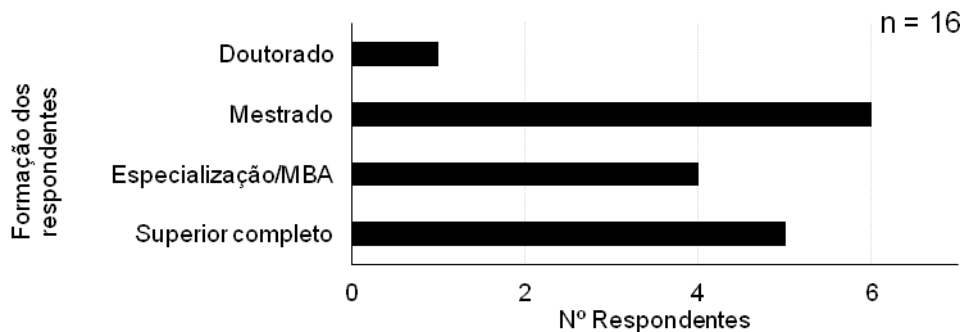


Fig. 13: Nível de formação dos respondentes ao questionário.

Após terem sido respondidas todas as perguntas relativas aos monitoramentos de peixes realizados entre 2016 – 2018, perguntamos a opinião dos respondentes quanto a percepção da efetividade dos monitoramentos. Foram apresentadas duas afirmações e o respondente deveria marcar o seu grau de concordância com essas. Todos os respondentes concordaram positivamente em relação a afirmação de que os monitoramentos realizados “são efetivos para detectar padrões temporais e espaciais de assembleias de peixes que possam ser decorrentes do impacto do represamento”; 50% concordaram totalmente; os outros 50% parcialmente (Fig. 14). Quanto a afirmação de que os

monitoramentos “são efetivos para subsidiar medidas concretas de conservação e manejo”, 88% concordaram positivamente e 12,5% foram neutros. Observamos uma menor proporção de respondentes concordando totalmente com essa afirmação, 37,5% (Fig. 14).

Nesses números é interessante observar que existe certa discrepância quanto aos resultados dos monitoramentos de fato subsidiarem medidas de manejo (resultados apresentados no item 3.4) e a percepção dos respondentes de que os monitoramentos realizados são eficientes para tanto. Esperávamos observar nesse item alguma discordância quanto a essa afirmativa, já que sete empresas respondentes informaram que os monitoramentos não subsidiaram medidas de manejo. É possível que as respostas tenham apresentado o viés de aquiescência, que está relacionado a tendência de responder positivamente, a despeito do conteúdo descritivo das questões (Billiet and McClendon 2000).

Em relação à outra afirmativa, talvez o viés de aquiescência tenha sido menor, pois objetivos relacionados a padrões temporais e espaciais foram mais frequentes para os reservatórios (Fig. 6) e foram os resultados mais comumente obtidos pelos monitoramentos e encontrados na literatura (Vono 2002; Agostinho *et al.* 2009; Mazzoni *et al.* 2012; Araújo 2013; Loures and Pompeu 2018).



Fig. 14: Demonstração da opinião dos respondentes quanto às duas afirmações relacionadas a efetividade dos monitoramentos de peixes para “detectar padrões temporais e espaciais de assembleias de peixes que possam ser decorrentes do impacto do represamento” e “subsidiar medidas concretas de conservação e manejo”. A percentagem de respondentes que concordam com a afirmação é mostrada à direita da linha zero; os que discordam são mostrados à esquerda; os neutros, nem concordam nem discordam, são apresentados no centro, na linha do zero.

Ao final do questionário, deixamos um espaço aberto para colher sugestões de melhoria para os monitoramentos. Recebemos seis sugestões (ver Anexo 2) que expressavam: preocupação com a necessidade de os monitoramentos apresentarem um melhor direcionamento quanto a objetivos, respondendo a perguntas específicas; reconhecimento da importância dos monitoramentos como fonte de informações técnicas e a necessidade de publicação dos resultados; a necessidade de rever a periodicidade dos monitoramentos a partir da avaliação dos resultados já obtidos e a possibilidade da atividade causar impacto adicional sobre os peixes; a necessidade de avaliar a eficiência da transposição de peixes por meio de estudos genéticos.

4. MONITORAMENTO DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS: NÃO O PARE AGORA

Quando um programa de monitoramento está sendo definido são levantadas diversas questões técnicas, mas uma grande preocupação dos gestores, em geral, está relacionada com quantas coletas deverão ser realizadas e por quanto tempo. A resposta a essas perguntas pode ser obtida através de análises do poder estatístico do desenho amostral. O poder de um procedimento estatístico está relacionado a sua capacidade de reconhecer uma situação diferente da hipótese nula (Gerrodette 1987). As avaliações e monitoramentos de impactos ambientais podem ser considerados como tentativas de testar a hipótese nula de que alguma ação humana não tem impacto sobre o meio ambiente (Fairweather 1991). Assim, o poder estatístico será a probabilidade de uma análise rejeitar uma hipótese nula, que de fato, é falsa (Gerrodette 1987). Se o resultado de uma análise conclui que um determinado impacto não existe quando na realidade ele ocorre (falso negativo), dizemos que é um erro Tipo II (β) (Simberloff 1990; Fairweather 1991) (Tabela 1). Cometer o erro Tipo II pode ser mais custoso que o Tipo I para o manejo ambiental (Simberloff 1990; Fairweather 1991). Um erro Tipo II poderia implicar, por exemplo, em colapso do estoque pesqueiro, caso um programa de monitoramento com desenho amostral inadequado não seja capaz de detectar impactos significativos, levando a conclusão de que não há problema quando essa não é a realidade (Peterman 1990).

Tabela 1: Resultados estatísticos em relação à detecção de impactos ambientais usando uma abordagem de teste de hipóteses. A probabilidade de se cometer cada tipo de erro é dada entre parênteses (Traduzido e adaptado de Fairweather 1991 e Steidl *et al.* 1997).

Estado real do ambiente	Predição ou conclusão do estudo	
	Não impacto (não rejeita H_0)	Impacto (rejeita H_0)
Não impactado (H_0)	Correto ($1 - \alpha$)	Erro tipo I (α)
Impactado	Erro tipo II (β)	Correto ($1 - \beta$)

O poder estatístico é calculado por $1 - \beta$, onde β é a probabilidade de se cometer o erro Tipo II (Gerrodette 1987). O poder varia em função de quatro componentes, o tamanho da amostra (n); o tamanho do efeito que mede a tendência (taxa de mudança) do parâmetro avaliado (*e.g.* abundância, riqueza) (r); a probabilidade de ocorrer o Tipo I (α = nível de significância) e a variabilidade associada a estimativa do parâmetro, que pode ser dada, por exemplo, ou pelo coeficiente de variação (CV), ou erro padrão ou desvio padrão (Gerrodette 1987; Di Stefano 2003):

$$\text{Poder} \propto \frac{r \times \alpha \times \sqrt{n}}{CV}$$

O poder estatístico aumenta à medida que se aumenta o tamanho da amostra (n), temporalmente ou espacialmente (Urquhart *et al.* 1998). Assim, aumentando-se o número de áreas amostradas, frequência e duração dos monitoramentos ao longo do tempo, espera-se um aumento do poder em se detectar tendências (Larsen *et al.* 2004; Dauwalter *et al.* 2010). A tendência, ou tamanho do efeito (r), é a taxa de mudança persistente e unidirecional (positiva ou negativa) da variável de interesse, ao longo dos anos (Urquhart *et al.* 1998), como a taxa de aumento da população de uma determinada espécie não-nativa por ano, ou de declínio de espécies de peixes nativos em reservatórios anualmente.

O poder de qualquer teste que seja feito deve ser o maior possível para minimizar o risco de um erro Tipo II (Fairweather 1991). Definir a taxa de erro Tipo I então, se torna importante para determinação do tamanho da amostra. Tradicionalmente tem sido usada a convenção “cinco-oitenta” (Cohen 1988), na qual a significância estatística (taxa de erro Tipo I, α) é fixada em 5% e o poder estatístico considerado adequado para se atingir importância estatística de 80% (taxa de erro tipo II, $\beta = 20\%$) (Field *et al.* 2007). Esses valores foram sugeridos para serem usados, na ausência de outra base para defini-los, em estudos de comportamento psicológicos, onde o erro Tipo I é mais custoso. Esse nem sempre é o caso de estudos ecológicos, e os custos relativos a se cometer o erro Tipo I ou Tipo II devem ser considerados para determinar o nível adequado de poder (Di Stefano 2003). Portanto, quando há limitação em ampliar o tamanho da amostra ou reduzir a variabilidade dos dados, um maior poder também pode ser obtido relaxando o nível de significância acima do nível convencional de 5% (Gibbs *et al.* 1998; Maxwell and Jennings 2005; Field *et al.* 2007; Dauwalter *et al.* 2010).

O poder para detectar tendências é inversamente proporcional a variabilidade do conjunto de dados (Gerrodette 1987; Gibbs *et al.* 1998). Na maioria dos casos, a maior fonte de variabilidade nos dados deriva do fato de haver diferenças entre as unidades amostrais (Legg and Nagy 2006). Essas diferenças podem estar relacionadas a variação natural das populações, ao erro amostral e a variação amostral, que vão determinar a quantidade de variação temporal que é observada (Dauwalter *et al.* 2009). Embora a variação natural não possa ser controlada, esforços devem ser feitos para reduzir o erro de amostragem e a variação da amostragem (Dauwalter *et al.* 2009). A variabilidade pode ser estimada através do coeficiente de variação a partir de coletas de dados piloto ou estudos similares (Steidl *et al.* 1997). Se a tendência de um impacto de causas antropogênicas for menor que a variabilidade natural será difícil sua detecção independente do grau de confiança (Osenberg *et al.* 1994). Assim, para aumentar o poder e detectar tendências de baixo efeito, pode-se aumentar o tamanho da amostra, por exemplo (Peterman 1990; Legg and Nagy 2006).

Além do poder estatístico, um outro aspecto importante ao realizar monitoramento de peixes em reservatórios é considerar quando ele deve iniciar. A biota aquática muda consideravelmente quando da alteração do ambiente lótico para lêntico, principalmente na fase de enchimento do reservatório e nos primeiros anos após a sua formação (Agostinho *et al.* 2016). Ao estudar mudanças

temporais em relação a uma referência temporal (*baseline*) arbitrária, deve se considerar o nível de sensibilidade das conclusões em relação a essa referência escolhida, e reconhecer os efeitos potenciais caso ela seja alterada (Dornelas *et al.* 2013; Soga and Gaston 2018). Esse fenômeno pode ser conhecido com *shifting baseline syndrome*, aqui traduzido como a síndrome da mudança de referência, definido por Daniel Pauly em 1995, num contexto sobre pesca. O autor pontua que essa síndrome surgiu porque cada geração de cientista da pesca aceita como referência o tamanho do estoque e a composição de espécies que ocorreram no início de suas carreiras, e usa isso para avaliar as mudanças (Pauly 1995). Essa mudança de referência tem implicações importantes na definição das ações de restauração, manejo e conservação mais efetivas, e poderia ser atenuada com a realização de monitoramentos e coletas de dados (Mihoub *et al.* 2017; Soga and Gaston 2018).

Desta forma, para demonstrar a importância da análise do poder estatístico no planejamento e definição do desenho amostral dos monitoramentos de peixes em reservatórios, realizamos simulações variando os diferentes componentes que determinam o poder, bem como a referência temporal (*baseline*) do parâmetro avaliado, no caso, riqueza de espécies nativas. Apesar das simulações de poder estatístico fornecerem padrões de aumento e decréscimo, optamos por simular somente o poder para detectar diferentes tendências de declínio da riqueza de peixes nativos, uma vez que os resultados de Loures and Pompeu (2018), entre outros tantos estudos em reservatórios brasileiros (Bunn and Arthington 2002; Fukushima *et al.* 2007; Orsi and Britton 2014; Agostinho *et al.* 2016; Lima *et al.* 2016) demonstraram tendência consistente de declínio na riqueza de peixes em reservatórios ao longo do tempo.

4.1. Simulações de diferentes desenhos amostrais e relação com o poder estatístico

A partir de dados reais de monitoramento peixes em reservatório de hidrelétricas realizamos simulações para estimar o poder de um monitoramento fictício, em dois cenários: um único ponto amostral e dois pontos amostrais. Em ambos os cenários, estimamos o poder estatístico, considerando a duração do monitoramento ao longo de 20 anos, para detectar tendências anuais de declínio da riqueza de peixes nativos em reservatórios, da ordem de 2,5%, 5,0%, 7,5% e 10,0%. Realizamos simulações variando: o valor de significância estatística (taxa de erro Tipo I; $\alpha = 0,05$ e $\alpha = 0,10$); o tamanho amostral (frequência, $n =$ semestral e $n =$ trimestral); valor de riqueza inicial e respectivo CV ($CV = 100 \times$ desvio padrão/média). Para projeção das tendências em relação a riqueza de peixes nativos é necessário que tenhamos valores iniciais e uma medida da sua variação para servir de referência (CV). No caso de se planejar um monitoramento, esses valores podem ser obtidos a partir de coletas piloto, por exemplo. Simulamos os desenhos amostrais com duas (intervalo semestral) e quatro (intervalo trimestral) coletas ao ano, pois foram as mais frequentes nos monitoramentos de peixes em reservatórios, segundo o nosso levantamento (Fig. 13). Para as simulações, utilizamos dados de monitoramento de quatro reservatórios brasileiros, com duas referências temporais diferentes

(*baselines*), um simulando monitoramento que iniciaria logo após a formação do reservatório (período I) e o outro após cinco anos do reservatório já formado (período II).

Variabilidade da riqueza de peixes

Para realizar as simulações do poder estatístico utilizamos dados de monitoramentos de peixes realizados em uma cascata de reservatórios no rio Araguari, Alto rio Paraná, Brasil. Ao longo do seu curso, os reservatórios ordenados de montante a jusante são: Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I e Amador Aguiar II. Os dados de riqueza de peixes nativos, coletados no ponto mais próximo a barragem em cada reservatório, foram utilizados nas análises (ver Loures and Pompeu 2018). Para cada reservatório calculamos a média e o CV da riqueza de espécies nativas, entre quatro coletas (duas na estação seca e duas na chuvosa) em dois anos consecutivos, em um intervalo de no máximo três anos após a formação de cada reservatório para a referência do período I, e após cinco anos de sua formação para o período II (Tabela 2). A média obtida correspondeu ao valor inicial de riqueza para as simulações.

Tabela 2: Dados de riqueza média e coeficiente de variação (CV) utilizado nas simulações para estimativa do poder estatístico. A média foi considerada como o valor inicial para as projeções das tendências.

Reservatório	Referência	Riqueza inicial média	CV
Nova Ponte	I	35.50	38.73
	II	10.00	25.00
Miranda	I	12.75	14.71
	II	4.75	15.79
Amador Aguiar I	I	10.50	23.81
	II	8.50	29.41
Amador Aguiar II	I	11.00	31.82
	II	7.75	35.48

Os dados da Tabela 2 foram utilizados para a simulação de ambos os cenários, um ponto amostral e dois. Para o cenário de dois pontos amostrais, consideramos que um dos pontos apresentaria a riqueza inicial e CV conforme apresentado na Tabela 2, enquanto o segundo ponto apresentaria metade dessa riqueza e mesmo CV.

Passo a passo da simulação

Estimamos o poder estatístico de cada desenho amostral de monitoramento para detectar declínios na riqueza de peixes nativos usando simulações de Monte Carlo (Gibbs *et al.* 1998).

1. Para cada reservatório definimos a estrutura básica do monitoramento, considerando a quantidade de pontos amostrais e um valor para cada componente: α , frequência das coletas

- por ano, duração (de 3 a 20 anos), riqueza inicial (considerada a média da riqueza de espécies nativas em cada período I e II) e seu *CV*.
2. Uma tendência linear foi então projetada a partir da riqueza inicial informada para um ponto amostral ao longo da série de anos amostrais determinada no passo 1. A regressão linear de mínimos quadrados foi usada para encontrar tendência nos dados simulados.
 3. Foram gerados valores aleatórios de riqueza (amostras) para cada coleta de uma determinada tendência de declínio de espécies nativas (2,5%, 5,0%, 7,5% ou 10,0%). As amostras eram desvios obtidos a partir de uma distribuição com média igual à projeção determinística para uma coleta específica com uma variância aproximada pelo coeficiente de variação da medida inicial (*CV* é constante ao longo do tempo).
 4. A inclinação da regressão dos mínimos quadrados das amostras de riqueza pela duração do monitoramento foi estimada para cada ponto amostral e para cada tendência. Foi verificado se a inclinação era significativamente diferente de zero, com base no nível de significância informada no passo 1. No caso de mais de um ponto amostral, verificou-se se a média das inclinações foi diferente de zero.
 5. Os passos de 1 a 4 foram repetidos 1000 vezes (iterações). A proporção final de repetições com inclinações diferente de zero (ou seja, aquelas que detectaram uma tendência) representa o poder estimado, que varia de 0 (baixo) a 1 (alto), indicando com que frequência o programa de monitoramento detectou corretamente uma tendência em andamento.
 6. Os passos de 1 a 5 foram repetidos para as demais tendências restantes para estimar o poder para detectar cada tendência.
 7. Os passos de 1 a 6 foram repetidos para cada ano que era inserido no desenho amostral do monitoramento.
 8. Os passos de 1 a 7 foram repetidos para cada valor dos componentes que variaram: $\alpha = 0,05$ e $\alpha = 0,10$; $n =$ semestral e $n =$ trimestral; período I e período II.
 9. Os passos de 1 a 8 foram repetidos para o cenário de dois pontos amostrais.

Foram realizadas no total 2304 simulações para estimativas do poder estatístico dos diferentes desenhos amostrais. Utilizamos o software Monitor, versão 11.0.0 (Gibbs and Ene 2010), desenvolvido para estimar o poder estatístico de programas de monitoramento ecológico, que calcula o poder conforme os passos descritos acima. Os gráficos foram construídos através do pacote ‘ggpubr’ (ver <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>, Kassambara 2018) no software R (ver. 3.5.1, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

Visando comparar as estimativas do poder estatístico para amostragens semestrais e trimestrais foi calculada a sua diferença percentual, para os dois valores de significância e períodos, conforme a equação: $((\text{poder trimestral}/\text{poder semestral}) - 1) \times 100$. O resultado foi analisado

por meio de testes de Kruskal Wallis para verificar diferenças na variância do incremento do poder entre os níveis de significância e os períodos.

4.2. Resultados e discussão

As tendências simuladas no estudo foram expressas por unidade de tempo (a cada ano) e para cada tendência simulada, observa-se o declínio acumulado da riqueza de espécies nativas com o passar dos anos (Fig. 15).

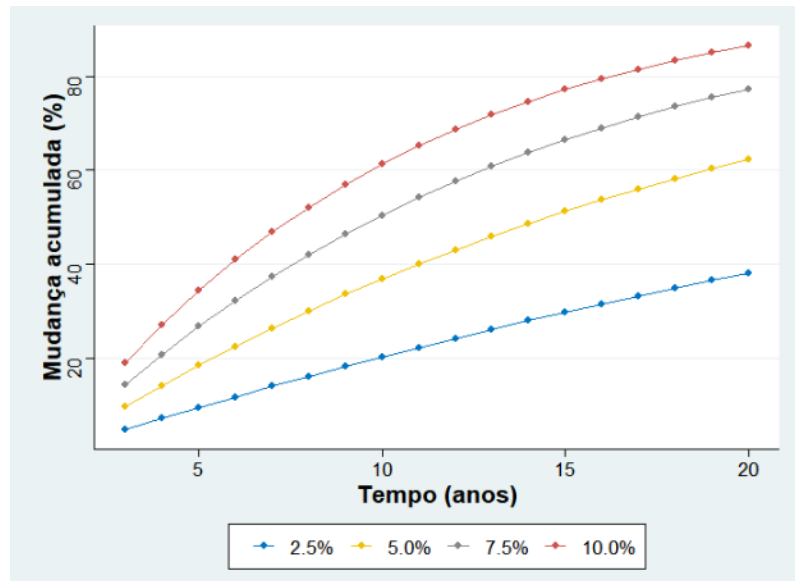


Fig. 15: Representação do declínio acumulado ao longo do tempo para cada tendência simulada no nosso estudo.

Os desenhos amostrais testados, em um cenário com um ponto amostral, demonstraram que somente tendências superiores a 7,5% do declínio de espécies nativas teriam poder acima de 0,80 de não se cometer o erro Tipo II, ou seja, é baixa a probabilidade de se detectar pequenos efeitos (tendências menores que 7,5%) de declínio da riqueza ao longo do tempo (Fig. 16). Mesmo quando relaxamos α de 0,05 para 0,10, observamos esse padrão para as estimativas de poder nas diferentes tendências.

O aumento do nível de significância mostrou que com menos tempo de monitoramento seria possível obter poder estatístico acima de 0,80, *e.g.* para alcançar poder acima de 0,80 para detectar tendências de declínio de 10% seriam necessários 16 anos de coletas trimestrais com $\alpha = 0,05$ e 14 anos com $\alpha = 0,10$ (Fig. 16). Esses últimos valores consideraram o período após formação do reservatório. Se considerarmos o período II seria necessário mais tempo de monitoramento, pois um poder acima de 0,80 só seria alcançado após 20 anos de coletas trimestrais com $\alpha = 0,05$ e 18 anos com $\alpha = 0,10$. A flexibilização do nível de significância apresenta importantes implicações para tomadas de decisão quanto à realização de medidas de controle de impactos e de conservação (Fairweather 1991; Gibbs *et al.* 1998). Detectar os efeitos de impacto, em um tempo menor, pode aumentar a efetividade das medidas necessárias para controle ou mesmo criar alertas antes que seja

muito tarde para remediá-lo (Taylor and Gerrodette 1993; Gibbs *et al.* 1998). Assim, como medida de precaução, alguns autores vêm apontando a importância de se elevar o nível de significância em estudos que avaliam impacto ambiental para subsidiar medidas de manejo e conservação (Di Stefano 2003; Maxwell and Jennings 2005; Dauwalter *et al.* 2009; Rigét *et al.* 2019).

Ainda com um ponto amostral observamos que houve maior variação na estimativa do poder estatístico entre os reservatórios para o monitoramento que inicia logo após a sua formação, período I, comparado ao que inicia após cinco anos, período II (Fig. 16). Contudo, apesar de menor variação entre reservatórios no período II, a variabilidade na riqueza foi maior, o que levou a um menor poder de detecção de tendências. Uma possível explicação está relacionada ao fato de que a riqueza já havia declinado, antes mesmo do monitoramento ter iniciado. Os valores iniciais de riqueza de espécies nativas no período I foram maiores que no período II (Tabela 2) e o *CV*, proporcionalmente a esses valores, foi maior para o período II. Assim, como o poder é inversamente proporcional a variabilidade, postergar o início do monitoramento em relação a formação do reservatório reduz o poder para detectar tendências ao longo do tempo. Nessas circunstâncias, o esforço amostral deve ser aumentado para se obter maior poder na detecção de tendências de declínio na riqueza de espécies nativas (Gibbs *et al.* 1998). Para alguns estudos ecológicos já se observou variação do poder dependente de densidades populacionais, com decréscimo do poder em menores populações devido a estocasticidade demográfica (Taylor and Gerrodette 1993). Uma consideração importante a ser feita, quando comparando os dois períodos, é relacionada a tomada de decisão baseada em conclusões de monitoramentos que não iniciaram logo após a formação do reservatório. Caso o desenho amostral não tenha poder suficiente, ou os estoques de peixes já tenham sido deplecionados, o risco de se cometer o erro do Tipo II e assumir que não há um impacto, quando de fato ele está ocorrendo, é maior (Peterman 1990; Marsh 2001; Maxwell and Jennings 2005).

Comparando as frequências amostrais, observamos que coletas trimestrais apresentam maior poder que as semestrais (Fig. 16 e 17). Acima de 5 anos (com $\alpha = 0,05$) e 6 anos (com $\alpha = 0,10$) de duração do monitoramento, se dobrarmos o número de coletas no ano há um incremento de mais de 20% no poder estatístico, considerando o período I (Fig. 17). O incremento foi significativamente maior para o período I em relação ao II, com $\alpha = 0,05$ ($H = 8,35$; $p = 0,004$), mas não foram diferentes significativamente com $\alpha = 0,10$ ($H = 0,26$; $p = 0,610$). Considerando um mesmo período o incremento do poder das coletas trimestrais foram significativamente maiores quando $\alpha = 0,05$, período I ($H = 42,28$; $p < 0,01$) e período II ($H = 8,46$; $p = 0,004$).

Em um cenário com dois pontos amostrais, observamos os mesmos padrões anteriores relacionados aos componentes que influenciam o poder: aumento do poder com a flexibilização do nível de significância ($\alpha = 0,10$); maior poder com início do monitoramento após formação do reservatório (período I); aumento do poder com maior frequência amostral, ou seja, coletas trimestrais (Fig. 18). O poder para detecção de tendências em mais de um ponto amostral, é influenciada de forma semelhante àquela para um único ponto como já observado em outros estudos (Gerrodette 1987;

Dauwalter *et al.* 2010). O que observamos de diferente nesse cenário foi o grande aumento no poder para detectar tendências, inclusive as de menor efeito (2,5% e 5%) (Fig. 18). Um outro aspecto notado foi a maior variação das estimativas de poder, entre os reservatórios, com até aproximadamente 10 anos de monitoramento.

Diversos estudos apontam que o aumento do esforço amostral leva a aumento do poder estatístico, aumentando a precisão de estimativas e a robustez de muitos testes paramétricos (Gerrodette 1987; Peterman 1990; Fairweather 1991). Em princípio, o esforço de amostragem pode ser melhorado aumentando a frequência das coletas, o número de amostras, a duração da amostragem, o número de pontos de coleta ou tamanho da área amostral (Lengyel *et al.* 2018). A definição de todos esses elementos do desenho amostral obviamente dependerá dos objetivos de cada monitoramento. Contudo, sabe-se que a duração dos monitoramentos é importante para a melhoria da sensibilidade à detecção de tendências, que aumenta substancialmente com o passar dos anos (Larsen *et al.* 2004) fornecendo informações importantes sobre ecologia, mudanças ambientais, gestão de recursos naturais e conservação da biodiversidade (Lindenmayer *et al.* 2012).

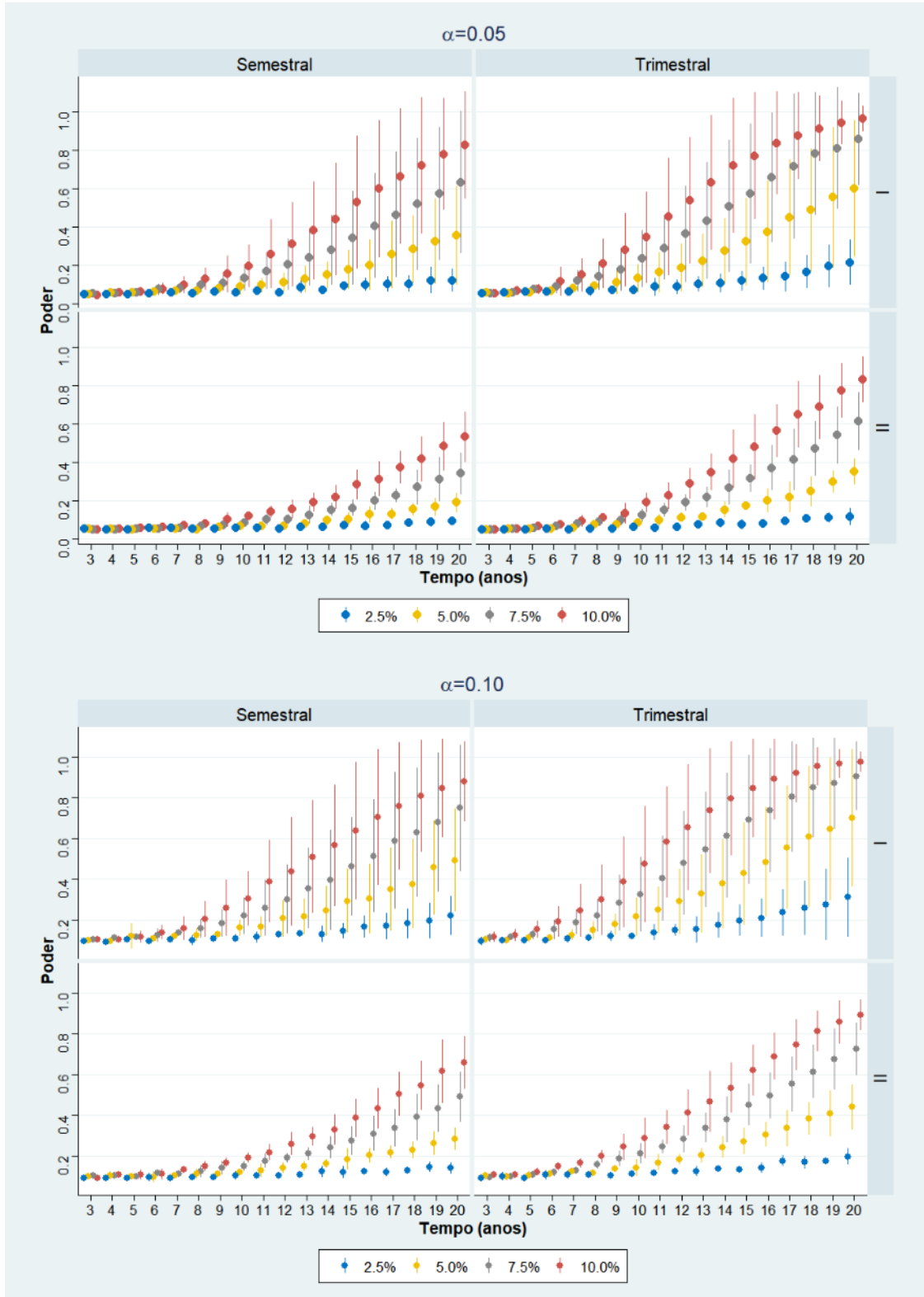


Fig. 16: Média e intervalo de confiança da estimativa do poder estatístico ao longo do tempo para monitoramento de um ponto amostral, considerando duas frequências de coletas ao ano, semestral e trimestral; dois pontos de referência temporal, referência I = simula monitoramento iniciando logo após a formação do reservatório e referência II = simula monitoramento iniciando cinco anos após formação do reservatório. Nível de significância $\alpha = 0.05$ (superior) e $\alpha = 0.10$ (inferior).

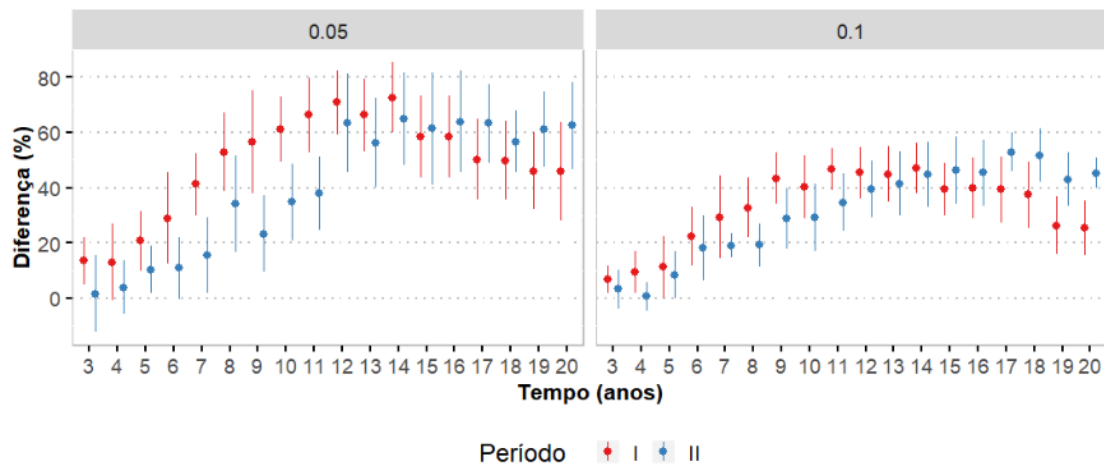


Fig. 17: Média e intervalo de confiança da diferença percentual entre o poder estatístico das simulações considerando a frequência das coletas, para $\alpha = 0.05$ e $\alpha = 0.10$ e períodos I e II: $((\text{poder trimestral}/\text{poder semestral}) - 1) \times 100$. Valores acima de zero consideram uma diferença favorável, incremento de poder, das coletas trimestrais em relação às semestrais.

Essas simulações foram realizadas para discutir como os diferentes componentes relacionados ao poder estatístico podem atuar na definição de desenhos amostrais para o planejamento de um determinado monitoramento, como se fosse uma análise *a priori*. Monitoramentos de longo-prazo demandam recurso financeiro e pessoal para sua execução, e gestores, em geral, querem detectar mudanças no menor tempo possível (*e.g.* menos de 10 anos) (Dauwalter *et al.* 2009). Para isso, é crítico planejar o programa de monitoramento para maximizar o poder estatístico de detectar tendências em níveis aceitáveis de se cometer um erro do Tipo I (Dauwalter *et al.* 2009). Esperamos que, apesar de termos apresentado cenários simplificados da inter-relação dos componentes para determinar o poder, tenhamos despertado o interesse de gestores, analistas e pesquisadores, responsáveis por planejar programas de monitoramento, a avaliar e reavaliar desenhos amostrais considerando seu poder estatístico para detectar tendências. Realizar simulações do poder estatístico no planejamento de monitoramentos permite avaliar demandas conflitantes entre esforço amostral, aspecto logístico e investimento financeiro para fazer o melhor uso dos recursos disponíveis obtendo resultados confiáveis (Gibbs 1998). Não é possível contrastar diretamente os resultados das simulações com o levantamento sobre monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas, realizado nesse estudo, por não termos detalhes dos seus desenhos amostrais. Porém, considerando que em 52 reservatórios brasileiros o primeiro monitoramento de peixe ocorreu pelo menos cinco após a formação (sendo que em 32 foram após 10 anos) (Fig. 2); que 28 reservatórios monitorados não apresentam mais de 10 anos de amostragens (Fig. 11); que 32 reservatórios realizam coletas semestrais e um anual (Fig. 13); o cenário sugere que dificilmente estes monitoramentos seriam capazes de detectar mudanças nas assembleias de peixes com monitoramentos de curta duração. Assim, a análise do poder estatístico desses monitoramentos poderia contribuir para avaliação crítica dos programas e subsidiar a definição de ajustes que se fizessem necessários para sua execução.

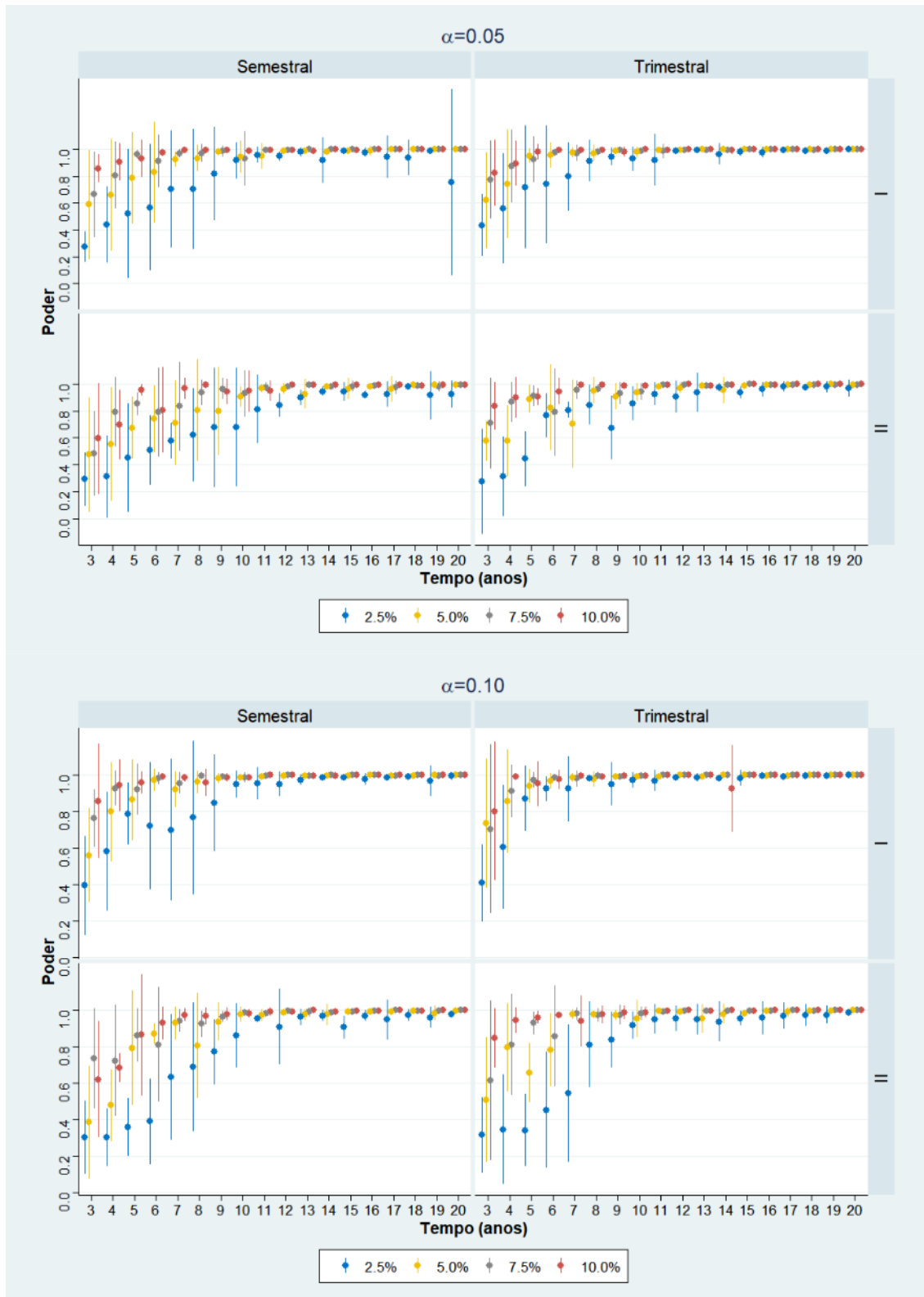


Fig. 18: Média e intervalo de confiança da estimativa do poder estatístico ao longo do tempo para monitoramento de dois pontos amostrais, considerando duas frequências de coletas ao ano, semestral e trimestral; dois pontos de referência temporal, referência I = simula monitoramento iniciando logo após a formação do reservatório e referência II = simula monitoramento iniciando cinco anos após formação do reservatório. Nível de significância $\alpha = 0.05$ (superior) e $\alpha = 0.10$ (inferior).

5. MONITORAMENTO DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS HIDRELETRICOS: SUA GESTÃO FAZ A DIFERENÇA

Acreditamos que qualquer profissional responsável por contratar um serviço de monitoramento de peixes ou que precise planejá-lo para uma determinada equipe executar, gostaria de ter em mãos protocolos que estabelecessem exatamente o que e como fazer para atender os respectivos objetivos eficientemente. Infelizmente, é difícil determinar protocolos de coleta que respondam a todas as perguntas possíveis, cobrindo todas as demandas de monitoramento de peixes em reservatórios no país, e que garantam sua eficiência. Desta forma, reconhecemos que nosso objetivo não é padronizar um protocolo para um monitoramento ideal, pois existem desafios técnicos que podem ser intimidantes. Contudo, não podemos ignorar esses desafios e enxergar o monitoramento como uma simples obrigação, cumprindo um requisito legal ou condicionante de licenciamento. Recursos humano e financeiro estão escassos e fazer um bom uso do que resta é um compromisso que cabe a cada responsável pela atividade de monitoramento, seja gestor ou executor. Assim, embora desafiador, buscamos relacionar os principais aspectos ecológicos e de gestão a serem considerados ao se planejar e executar programas de monitoramento, visando o aumento da efetividade e, conseqüentemente, o bom investimento dos recursos disponíveis. No final dessa Seção, apresentamos listas de verificação que poderão ser usadas no acompanhamento de programas de monitoramento.

5.1.A principal origem do sucesso ou fracasso: planejamento

A fase de planejamento dos programas de monitoramento pode ser decisiva para o sucesso ou fracasso do programa (Willis and Murphy 1996; Zale *et al.* 2013). Claro que, mesmo um monitoramento bem planejado, se mal executado, pode vir a falhar (Yoccoz *et al.* 2001). Porém, um bom planejamento fornece melhores direções para execução e avaliação dos programas (Stem *et al.* 2005). Programas de monitoramento efetivos tratam de questões claras; usam métodos consistentes e aceitos para produzir dados de alta qualidade; incluem provisões para manejo e acessibilidade de dados e resultados; e podem vir a integrar programas de pesquisa que estimulam a análise e uso contínuo dos dados (Lovett *et al.* 2007).

Acreditamos que os programas de monitoramentos de peixes em reservatórios no Brasil deveriam adotar uma abordagem de monitoramento adaptativo. Um programa de monitoramento adaptativo é aquele em que o desenvolvimento de modelos conceituais, o estabelecimento de perguntas, o desenho experimental, a coleta de dados, a análise e interpretação de dados estão vinculados como etapas iterativas (Lindenmayer and Likens 2009) (Fig. 19). Assim, o monitoramento pode evoluir em resposta a novas questões, novas informações, situações ou condições, ou o desenvolvimento de novos protocolos, sem distorcer ou violar a integridade do registro de dados coletados até então (Nichols and Williams 2006; Lindenmayer and Likens 2009). Esse tipo de abordagem pode ser aplicada a todos os tipos de monitoramento, incluindo programas de

monitoramento orientados a perguntas, passivos e obrigatórios (Lindenmayer *et al.* 2011). Uma vez que monitoramentos de peixes em reservatórios de hidrelétricas, em geral, visam detectar padrões temporais e espaciais em assembleias de peixes decorridos do impacto do represamento e com isso subsidiar medidas de conservação e manejo (ver Seção 3, item 3.4), observamos um ciclo em que os resultados podem levar a novas perguntas, a novas medidas de manejo, que poderão gerar adaptações na forma em que o monitoramento vinha sendo executado.

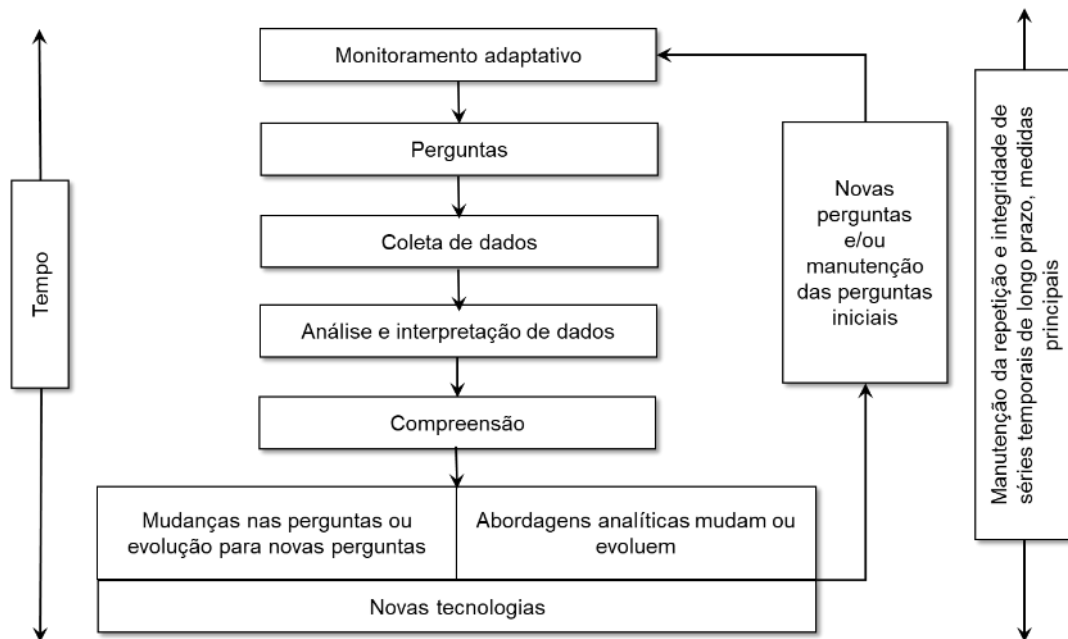


Fig. 19: Estrutura do monitoramento adaptativo, indicando os principais passos que permitem um programa de monitoramento evoluir em resposta a novas questões, novas informações ou para desenvolver novos protocolos (Traduzido de Lindenmayer and Likens 2009).

Objetivos claros

Por definição, um programa de monitoramento não pode ter sucesso sem uma clara definição do que sucesso significaria nessa circunstância (Field *et al.* 2007). Para isso, estabelecer perguntas e hipóteses *a priori* norteará a definição da abordagem do monitoramento e seus objetivos de forma mais clara (Field *et al.* 2007). Pelo levantamento realizado, os monitoramentos de peixes em reservatórios brasileiros apresentam objetivos direcionados, que não se constituem simplesmente na formação de uma série temporal (Seção 3, item 3.4). Contudo, pelas sugestões recebidas dos respondentes do questionário (Anexo 2) percebemos que parece haver necessidade de melhor direcionamento dos monitoramentos quanto aos seus objetivos, frequência e duração, por exemplo. A definição clara de “porquê monitorar” ajudará a determinar quais as informações ecológicas precisarão ser coletadas a fim de atender os objetivos e/ou manejar adequadamente o sistema (Bisbal 2001; Yoccoz *et al.* 2001; Pocock *et al.* 2015).

Ao iniciar o planejamento é importante fazer uma cuidadosa revisão bibliográfica para conhecer o que já foi estudado e o que há de lacuna na área que será monitorada (Willis and Murphy

1996). Um maior conhecimento do sistema a ser monitorado ajudará na elaboração de perguntas que precisam ser respondidas pelo monitoramento e na definição do desenho amostral, podendo ainda fornecer referência temporal (*baseline*) para comparações futuras (Willis and Murphy 1996; Mihoub *et al.* 2017). Na maioria das vezes, relacionado ao objetivo geral de detectar mudanças sistemáticas, as principais perguntas do monitoramento de peixes de água-doce estão relacionadas à detecção de mudanças significativas em nível de: (i) comunidade (várias espécies), para quantificar tendências na riqueza de espécies, diversidade temporal α e diversidade β , diversidade funcional, estrutura de redes tróficas; (ii) população (única espécie), para quantificar tendências de tamanho e dinâmica populacional, abundância de espécies-chave, ameaçadas ou não-nativas, diversidade genética, estoque pesqueiro, estrutura de tamanho e idade, comportamento, entre outros (Radinger *et al.* 2018).

Definir com objetividade o propósito de se realizar os monitoramentos irá levar à próxima pergunta que é “o que coletar?”. Nesse ponto, deverão ser definidos quais dados serão coletados (*e.g.* abundância de peixes, riqueza, biometria, variáveis abióticas); estabelecer o critério para credibilidade (*e.g.* nível de significância e poder estatístico) e identificar alguma limitação (*e.g.* recursos humanos, financeiros, conflito social) (Bisbal 2001; Radinger *et al.* 2018). Deve-se ter cuidado ao estabelecer os dados que serão coletados e ter o futuro em mente, pois nem todas as variáveis podem ser monitoradas e as medições centrais selecionadas devem ser importantes como medidas básicas da função do sistema, indicadores de mudança ou variáveis de interesse humano particular (Lovett *et al.* 2007).

Desenho amostral adequado aos objetivos

Estatística é a ciência da coleta (desenho amostral), análise e interpretação de dados e independentemente da área de especialização ou escopo de trabalho, quase todos os biólogos devem obter algum conhecimento sobre estatística (Brown *et al.* 2013). Essa observação também é válida para os profissionais responsáveis por gestão de programas de monitoramento e analistas de órgãos ambientais, que precisam avaliar continuamente tais programas. O pensamento estatístico e quantitativo é crítico para avaliação de medidas de manejo, monitoramento ou estudo de pesquisas, desde a observação de um fenômeno ou avaliação de manejo, até a publicação de um relatório ou artigo em periódico científico (Noble *et al.* 2007). Assim, os monitoramentos devem adotar uma regra de ouro de que o rigor estatístico das análises dos dados deve ser suficiente para passar no teste de publicação científica dos resultados (Noble *et al.* 2007; Brown *et al.* 2013).

O desenho amostral deve ser capaz de detectar mudanças se realmente ocorrem, ou seja, apresentar poder estatístico adequado (ver Seção 4). Análises do poder estatístico devem ser consideradas nessa fase de planejamento dos programas de monitoramento (ver Seção 4), guiando o estabelecimento de uma amostragem mínima necessária para se detectar os efeitos (tendências) desejados (Peterman 1990; Maxwell and Jennings 2005; Legg and Nagy 2006). Assim, espera-se que sejam determinadas a frequência das coletas, a rede amostral de pontos e a duração mínima do monitoramento (para suporte na definição do desenho amostral ver Quinn and Keough 2002; Fisher *et*

al. 2013; Zale *et al.* 2013). Outro aspecto importante, durante o planejamento, é que o desenho amostral deve ser abordado com expectativa de aprendizado, tendo também espaço para melhorias, ou seja, deve ser experimental e adaptativo na maior medida possível (Field *et al.* 2007). Observando, no entanto, que para monitoramento de tendências temporais, o desenho amostral, o manuseio das amostras e os métodos analíticos devem ser padronizados tanto quanto possível, para se evitar variação indesejável ano a ano (Rigét *et al.* 2019).

O próximo passo é definir os métodos para coleta dos dados necessários, bióticos e abióticos, atendendo os objetivos do programa (Willis and Murphy 1996; Radinger *et al.* 2018). Amostragem de peixes é uma questão de selecionar técnicas e petrechos (*e.g.* redes de emalhar, tarrafas, peneiras, arrasto, sonar, telemetria, marcação-recaptura, DNA ambiental) apropriados, considerando a seletividade e eficiência de cada um para captura ou detecção (Willis and Murphy 1996; Radinger *et al.* 2018). A padronização do esforço das técnicas e petrechos selecionados é importante para comparações ao longo do tempo, uma vez que pode reduzir a variabilidade entre as amostras (Willis and Murphy 1996). Também deve-se determinar quais amostras e medidas serão necessárias dos exemplares capturados, como biometria; dissecar estômago para análise de dieta; coleta de material genético; retirada de amostras de sangue para análises fisiológicas; retirar otólitos para determinação de idade e crescimento; entre outros (Willis and Murphy 1996). Coleta de variáveis abióticas (*e.g.* variáveis físico-químicas da água, aspectos físicos de habitat) podem ser importantes para entender a relação de aspectos comportamentais, populacionais e de comunidade dos peixes com o ambiente (Fisher *et al.* 2013). Com isso, se faz necessário também estabelecer os métodos e número de amostras para atender os objetivos definidos relacionados a avaliação de habitat (Willis and Murphy 1996; Fisher *et al.* 2013). Durante o planejamento da coleta dessas variáveis é importante ter em perspectiva alguns instrumentos legais, como a Instrução Normativa do Ibama nº 146/2007 que estabelece critérios para procedimentos relativos ao manejo de fauna silvestre, incluindo monitoramento, e a Resolução CONAMA 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

O desenho amostral, os procedimentos usados para seleção da área e pontos amostrais, a metodologia a ser empregada em campo e os protocolos de análise, devem ser descritos com detalhes suficientes para que o monitoramento possa ser repetido (Green *et al.* 2005). Mudanças metodológicas que se fizerem necessárias ao longo do tempo, devido a avaliação do programa de monitoramento, devem ser registradas para formação de um histórico, para consultas futuras.

O que fazer com os dados que serão coletados

Ainda na fase de planejamento, antes de começar a executar o monitoramento, também deve-se definir a padronização dos dados que serão coletados, formas de armazená-los e sua manutenção a longo prazo, para um gerenciamento mais efetivo dos dados (Brown *et al.* 2013). Planeje a

acessibilidade de dados a longo prazo, bem como o armazenamento de amostras para permitir novas análises se necessário. Juntamente com os dados brutos, devem ser armazenados metadados que forneçam todos os detalhes relevantes de coleta, como pontos georreferenciados, responsáveis, período, objetivos, entre outros (Lovett *et al.* 2007; Zale *et al.* 2013). Políticas de confidencialidade, propriedade de dados e tempos de retenção desses dados devem ser estabelecidos desde o início (Lovett *et al.* 2007). O tombamento de material coletado pode oferecer uma oportunidade inestimável para a reanálise no futuro (Lovett *et al.* 2007). Empresas do SEB que contratam o serviço de monitoramento de peixes em seus reservatórios devem inserir no contrato de prestação de serviço, que os dados brutos dos monitoramentos também sejam fornecidos, seguindo a padronização estabelecida. Esses dados brutos deverão compor banco de dados para contínua avaliação do programa, como mencionaremos no item 5.4.

5.2. Cuidados na execução dos monitoramentos (coleta dos dados)

Se você é responsável pela gestão e/ou execução de um programa de monitoramento, é sua responsabilidade garantir que os dados sejam de alta qualidade, que os dados e métodos sejam amplamente acessíveis e que o programa seja o mais econômico possível, para sua duração ser sustentável em longo prazo (Lovett *et al.* 2007). Listamos alguns princípios para coleta de dados sobre biodiversidade, propostos por Green e colaboradores (2005), que apresentam aplicação direta em monitoramentos de peixes em reservatórios:

1. É crucial garantir que as pessoas que coletam dados sejam treinadas adequadamente e sigam um protocolo padronizado para coletar e registrar informações, sem alterações que comprometam séries temporais
2. Mantenha dados brutos para verificação e reinterpretação.
3. Armazene os dados em sua forma mais bruta, em vez de apenas totais ou médias calculadas.
4. Georreferencie as áreas de estudo em campo.
5. Registre o esforço de amostragem e quem coletou os dados.
6. Realize verificações do banco de dados para garantir que os erros na gravação e no armazenamento de dados sejam mantidos em um nível aceitável.
7. Sempre que possível, colete dados adicionais e de baixo custo que possam ser úteis posteriormente.
8. Analise o progresso regularmente para verificar se os dados que estão sendo coletados abordarão as questões originalmente apresentadas.

5.3. Análise de dados, relatórios e manejo de dados

Após realização das amostragens em campo, inicia-se o trabalho de análise e interpretações dos dados. Fazer a conexão entre a síntese dos dados e suas conclusões relacionadas às perguntas, predições e hipóteses levantadas é muito importante (Brown and Guy 2007). Assim, a forma como os

dados serão analisados e quais as ferramentas estatísticas aplicar dependerão das etapas anteriores, do planejamento do desenho amostral e dos dados coletados propriamente. Muitos dos métodos aplicados para análises de dados de monitoramento de peixes em reservatórios estão bem descritos em diversas publicações que trazem protocolos e explicações de análises de dados ecológicos, como medidas de diversidade (ver Magurran 2004; Magurran *et al.* 2010; Anderson *et al.* 2011); análises descritivas (ver Gotelli and Ellison 2016); análises multivariadas (ver Clarke and Warwick 2001; Clarke and Gorley 2006; Anderson *et al.* 2008; Borcard *et al.* 2011; Dornelas *et al.* 2013); regressões lineares e outros modelos (ver Zuur *et al.* 2003, 2007, 2009, 2010; Bolker *et al.* 2009; Zuur and Ieno 2016). Além desses, a *American Fisheries Society* produziu um livro, organizado por Guy e Brown (2007), que trata exclusivamente sobre análise e interpretação de dados relacionados a estudos de peixes de água-doce.

Relatórios para acompanhamento do programa de monitoramento de peixes devem descrever claramente os objetivos e métodos usados para coleta dos dados, incluindo o esforço de coleta com detalhamento (*e.g.* quantos metros de rede foram usados para cada malha, por ponto amostral, por coleta) (Legg and Nagy 2006). As áreas amostrais também devem ser relatadas com as coordenadas e mapas geográficos (Green *et al.* 2005). Os relatórios precisam conter análises pertinentes ao que está sendo monitorado. Deve-se tomar cuidado para não fazer conclusões além do escopo dos métodos e dados coletados (Brown and Guy 2007). A forma de apresentação dos resultados deve facilitar o seu entendimento, descrevendo as análises realizadas, deixando claro como se chegou a tais resultados e conclusões. Os resultados devem ser usados para avaliação periódica da efetividade do programa e subsidiar decisões de continuidade e/ou ações para sua melhoria (Green *et al.* 2005; Lindenmayer and Likens 2009). A apresentação dos resultados dos monitoramentos de peixes, pelas empresas do SEB aos órgãos ambientais, em reuniões técnicas e seminários periódicos, pode ser positiva para avaliação conjunta do monitoramento, além de tornar mais transparente o processo de licenciamento (caso o monitoramento seja condicionante).

Quanto aos dados coletados, para que sejam úteis em longo prazo, precisam ser devidamente documentados. A cultura dos biólogos de armazenamento de dados brutos em planilhas soltas combinada com a heterogeneidade de dados ecológicos, devido às múltiplas abordagens possíveis dos monitoramentos, torna a integração de dados um desafio (Drucker 2011). A documentação do conjunto de dados (*i.e.* descrição de conjuntos de dados), chamada de metadados, garante a longevidade dos dados por fornecer informações necessárias para entendê-los, incluindo como os dados foram coletados, com quais objetivos, quando, onde e por quem (Michener 2006). É importante que empresas do SEB que fazem gestão de programas de monitoramento, definam e padronizem a documentação dos dados brutos dos monitoramentos para que possam ser utilizados em futuras análises. Um padrão de metadados abrangente e aplicável a uma ampla gama de dados ecológicos é o *Ecological Metadata Language* (EML) (Michener 2006). Vários grupos de pesquisa vêm adotando protocolos EML, inclusive no Brasil (Drucker 2011). O EML é implementado em módulos

estruturados em XML (*eXtensible Markup Language*), que facilita a recuperação da informação por mecanismos de busca. Cada módulo descreve um aspecto da documentação de um conjunto de dados, como o módulo de descrição de métodos de coleta ou o de abrangência geográfica, taxonômica e temporal desse conjunto (para mais detalhes sobre documentação ver Jones *et al.* 2001; Michener 2006; Michener *et al.* 2011; Costello and Wieczorek 2014). Para que os dados dos monitoramentos possam ser aproveitados em outros estudos, um padrão mínimo recomendado é que os dados sejam arquivados permanentemente em um repositório online de acesso aberto, com metadados para usuários potenciais entenderem como e por que eles foram coletados (Costello and Wieczorek 2014).

Além da documentação dos dados, a padronização de dados biológicos vem sendo amplamente adotada em grandes repositórios de dados sobre biodiversidade, como o Darwin Core (*Darwin Core Standard – DwC*) (Darwin Core Task Group 2009). Fundamentalmente, Darwin Core é um conjunto de termos com semântica claramente definida podendo ser entendida por pessoas ou interpretada por máquinas, tornando possível determinar usos apropriados dos dados codificados (Wieczorek *et al.* 2012). Ele inclui um glossário de termos destinados a facilitar o compartilhamento de informações sobre diversidade biológica, fornecendo identificadores, rótulos e definições (Darwin Core Task Group 2009). O Darwin Core é baseado principalmente em taxa, sua ocorrência na natureza conforme documentada por observações, espécimes, amostras e informações relacionadas. A filosofia para o desenvolvimento Darwin Core tem sido a de manter o padrão como mais simples e aberto quanto possível e desenvolver termos apenas quando houver demanda compartilhada (Wieczorek *et al.* 2012). Por exemplo, o *Global Biodiversity Information Facility – GBIF*, atualmente indexa aproximadamente 300 milhões de registros no formato Darwin Core publicados por mais de 340 organizações em 43 países (Wieczorek *et al.* 2012). Atualmente o Instituto Estadual de Florestas em Minas Gerais solicita que os dados relativos a monitoramento de peixes, vinculados a autorizações emitidas por esse Instituto, sejam fornecidos utilizando o padrão mais atual Darwin Core (IEF 2019).

5.4. Diretrizes para gestão dos programas de monitoramento de peixes por empresas do Setor Elétrico Brasileiro

Avaliações periódicas dos programas de monitoramento são necessárias para determinar se o desenho amostral aborda de forma adequada as metas e objetivos do programa (Ickes & Burkhardt, 2002). As perguntas norteadoras podem mudar com o tempo e as medições devem ser projetadas para acomodar tais mudanças. Os gestores e executores do programa devem perguntar continuamente: “Nossas perguntas ainda são relevantes e os dados ainda fornecem uma resposta?” O programa deve ter a capacidade de se adaptar, mudar as perguntas e incorporar a mudança tecnológica sem perder a continuidade de suas medições principais (Lovett 2007). Isso leva a melhoria contínua do programa, que é uma abordagem reconhecida no gerenciamento da qualidade de processos e produtos. Nesse aspecto uma ferramenta de gestão utilizada no processo de melhoria contínua é o ciclo PDCA (*plan-do-check-act*; planejar-executar-avaliar-adaptar), definido por Shewhart em 1939 e modificada por

Deming em 1986 (PMI 2008). O PDCA é uma metodologia usada para a melhoria contínua de processos e solução de problemas nas empresas. É um método iterativo que, a cada repetição, avaliam-se os resultados obtidos de forma a subsidiar novas ações, que serão utilizados nas vezes seguintes de forma cumulativa (PMI 2008). Assim, considerando as características do monitoramento adaptativo (Lindenmayer and Likens 2009), bem como os aspectos apontados nos itens anteriores dessa Seção, elaboramos 10 diretrizes para o aprimoramento da gestão de programas de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas no Brasil. Também adaptamos o ciclo PDCA para orientar ações específicas em cada etapa, vinculadas a essas diretrizes (Fig. 20). Acreditamos que a adoção dessas diretrizes poderá levar a maior efetividade do processo de gestão pelas empresas do SEB, bem como dos programas de monitoramento de peixes.

10 Diretrizes para gestão de programas monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas brasileiras e respectivas ações ligadas ao ciclo PDCA

1. **Dedicação máxima na etapa de planejamento**, para definição de objetivos e metas claras e desenho amostral adequado. Cuidado, não planeje sozinho! Uma vez que esta etapa é crucial para definir um monitoramento mais efetivo, é importante que seja um produto de vários especialistas da área e não somente de um gestor que precisa contratar um serviço, ou um único consultor contratado. Isso nos leva as diretrizes número 2 e 3. Ações: a – g; p (Fig. 20).
2. Estabelecimento de **parcerias** com instituições de pesquisa e/ou especialistas *ad hoc* para atuarem na validação de protocolos durante planejamento, vistorias durante execução, discussão de resultados durante avaliação e adaptação do programa (quando necessário). Importante também envolver o órgão ambiental licenciador nessas etapas, para que a articulação entre empresa, consultoria, academia e órgãos ambientais ocorra de maneira mais profícua. Ações: g; h; j; n; p (Fig. 20).
3. **Garantir a qualificação** dos gestores, analistas e executores, que participam de pelo menos uma das etapas do programa de monitoramento (do planejamento ao manejo dos dados), sejam eles da empresa do SEB ou da prestadora de serviços, em ferramentas estatísticas uni e multivariadas para melhor análise dos dados e interpretação dos resultados. Além disso, é fundamental que os executores dos monitoramentos tenham experiência em identificação de peixes, para garantir a precisão dos resultados. Ações: a – q (Fig. 20).
4. Definir **protocolos de monitoramento padronizados**, que atendam às especificidades de cada reservatório monitorado ou que será monitorado. A padronização visa a consistência nas coletas de dados espaço-temporais em cada reservatório. Ações: a – e; l; n; p (Fig. 20).
5. **Validar os protocolos** dos programas de monitoramento por especialistas da área. Durante a fase de planejamento verificar pertinência dos objetivos, aderência da metodologia e análise de dados propostos. Ao longo da execução do monitoramento, a avaliação periódica dos

resultados e avaliação da efetividade, também ajudarão a validar os protocolos de coleta utilizados. Ações: g; h; j; l; n; p (Fig. 20).

6. **Documentação dos dados brutos e manutenção de um banco de dados padronizados** são importantes para que as coletas sigam as normas necessárias e para preservação dos dados em longo prazo. Deve ser realizada verificação periódica da consistência dos dados inseridos no banco de dados. Correções de inconsistências ocorrem de maneira mais fácil enquanto as atividades estão em andamento. Essa observação também é válida para a documentação, que deve ser feita ao longo da execução dos monitoramentos. Ações: e; i; k; l (Fig. 20).
7. **Contínua análise de dados para geração de conhecimento e avaliação da efetividade do programa**, contrastando seus resultados com os objetivos propostos, modificando o que for necessário, sem prejuízo à série temporal já existente. Para isso é importante maior interação entre o gestor do programa de monitoramento da empresa do SEB e a prestadora de serviços ou equipe executora, com reuniões de apresentação de resultados. A realização de seminários e workshops com a presença de especialistas pode ajudar na discussão dos resultados encontrados e na definição dos próximos passos. Ações: j; l; n (Fig. 20).
8. **Transparência com a informação gerada, publicação e divulgação dos resultados**, seja por meio de resumos para eventos, capítulo de livros, artigos científicos, informes técnicos, ou mesmo acesso público a relatórios técnicos e banco de dados, entre outras publicações. A realização de eventos técnico-científicos, como seminários e workshops, também atende o aspecto de divulgação dessa diretriz. Ações: j; m; n (Fig. 20).
9. **Criação de indicador para acompanhamento** no sistema de gestão da empresa (medindo efetividade do programa), com apuração frequente (*e.g.* trimestral, anual). Também são importantes indicadores vinculados a gestão de riscos corporativos da empresa (quantificar/valorar o risco de não executar os monitoramentos). Ao integrar o sistema de gestão da empresa, os indicadores são apurados com frequência e qualquer desvio do parâmetro estabelecido devem ser propostas soluções para tratamento. Ações: f; l; p (Fig. 20).
10. Buscar meios de **assegurar a continuidade do programa**, apesar de mudanças de pessoal, tecnologia e objetivos do programa. Talvez essa seja a diretriz mais desafiadora em longo prazo. Quando o monitoramento é executado com qualidade é mais provável de se obter argumentos técnicos sólidos para a defesa da sua manutenção ao longo do tempo. A divulgação de resultados aumenta a visibilidade do programa e também pode favorecer sua manutenção. Ações: o – q (Fig. 20).



Fig. 20: Adaptação do ciclo PDCA (planejar-executar-avaliar-adaptar) para aplicação na gestão dos programas de monitoramento de peixes em reservatórios do Setor Elétrico Brasileiro.

5.5. Listas de verificação para acompanhamento de algumas etapas da gestão de um programa de monitoramento de peixes

Listas de verificação são ferramentas estruturadas que nos ajudam a lembrar dos passos mínimos necessários explicitando-os (PMI 2008; Gawande 2011). As listas não apenas oferecem a possibilidade de verificação, mas também instilam uma espécie de disciplina de maior desempenho (Gawande 2011). Desta forma, elaboramos uma lista de verificação do tipo leia-faça (*read-do*) para acompanhar o processo de elaboração de protocolos de amostragem relacionados a programas de monitoramento de peixes em reservatórios. A lista pode ser adaptada às necessidades de cada programa de monitoramento e deve ser revisada de tempos em tempos para incorporar novos aspectos aprendidos com a sua aplicação. Como um programa de monitoramento pode ter objetivos específicos que necessitam de diferentes desenhos amostrais, a lista de verificação pode ser adaptada e utilizada para acompanhar o desenvolvimento de protocolos de amostragem que atendam a cada um desses objetivos.

Também elaboramos uma lista do tipo faça-confirme (*do-confirm*) para verificação de relatórios de programa de monitoramento. Cada empresa, cada agência de meio ambiente, cada executor e redator de relatório apresenta uma opinião do que deve conter ou não um relatório de monitoramento. Nossa intenção nesse tópico é listar aquilo que entendemos que seja o mínimo que um relatório deve apresentar. A simples presença desses itens no relatório não atesta sua qualidade. Então, uma avaliação do seu conteúdo é essencial para verificar a informação que está sendo apresentada.

Lista de verificação para elaboração de protocolos de amostragem de programas de monitoramento de peixes em reservatórios

– Programa de Monitoramento de Peixes – Lista de verificação para elaboração de protocolo de amostragem			
Identificação do protocolo:			
Reservatório:	Data:		
Responsável:			
DESCRIÇÃO	SIM	NÃO	JUSTIFICAR “NÃO”
OBJETIVOS: POR QUE MONITORAR?			
Realizar levantamento bibliográfico de estudos e monitoramentos de peixes que já foram realizados na área a ser monitorada, a fim de verificar se existem dados/informações que possam subsidiar a definição dos objetivos específicos do monitoramento ou lacunas que possam ser incorporadas.			
Definir objetivos claros de acordo com as perguntas levantadas.			
Definir indicador(es) e meta(s) que possam avaliar a efetividade do(s) objetivo(s) ao longo da realização do monitoramento.*			
DESENHO AMOSTRAL: O QUE E COMO MONITORAR? De acordo com os objetivos levantados			
Definir o número e locais dos pontos amostrais.			
Definir a frequência e duração dos monitoramentos.			
Definir o nível de significância que será adotado para reduzir o risco do erro Tipo II.			
Simular o poder estatístico do desenho amostral definido para verificar se será possível alcançar as metas estipuladas.**			
Definir todas as variáveis que deverão ser coletadas em campo e em laboratório e dimensionar número das amostras.			
Definir os petrechos de pesca e outros materiais e equipamentos que serão usados para as coletas.			
Definir o esforço amostral de cada um desses petrechos/ materiais/ equipamentos.			
Definir padrões para coleta dos dados (e.g. formulários, planilhas, unidades de medida).			
Definir padrão de documentação dos dados brutos.			
Definir tombamento do material coletado.			
Definir análises de dados mínimas que deverão compor o relatório para atender os objetivos do Programa.			
Validar o protocolo elaborado junto a outro(s) especialista(s).			

* Exemplo de meta: detectar tendências de até 5% anualmente na riqueza de espécies nativas. Para isso seu indicador será a apuração dos valores de riqueza ao longo do tempo.

**Antes de avançar, fazer as adequações necessárias do tamanho amostral, duração e nível de significância para garantir robustez do monitoramento.

Lista de verificação para relatórios de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas

– Programa de Monitoramento de Peixes – Lista de verificação para elaboração de protocolo de amostragem			
Identificação do relatório:			
Reservatório:		Data:	
Responsável:			
CONTEÚDO	SIM	NÃO	OBSERVAÇÃO
Relacionou todos os objetivos do monitoramento.			
Caracterizou a área de estudo.			
Apresentou lista de espécies indicando abundância absoluta por ponto amostral.			
Apontou na lista de espécies aspectos de sua origem, se espécies nativas e não-nativas.			
Apontou a presença de espécies em alguma categoria de ameaça.			
Apontou a presença de espécies raras e/ou ameaçadas de extinção, documentou o registro fotograficamente.			
Informou o esforço amostral real utilizado por petrecho, por malha, por ponto amostral. Importante observar se apontou qualquer alteração que possa ter ocorrido na coleta e afetado o esforço (e.g. perda de redes, vandalismo).			
Informou pontos amostrais georreferenciados em campo e inseriu mapa com indicação dos pontos. Informou <i>datum</i> .			
Descreveu detalhadamente os métodos utilizados para coleta de dados em campo e em laboratório.			
Apontou alguma limitação que tenha ocorrido durante a amostragem.			
Analisou os dados coerentemente com os objetivos do monitoramento (perguntas e hipóteses levantadas).			
Discutiu os resultados adequadamente.			
Forneceu dados relativos ao tombamento do material coletado em coleções biológicas.			
Enviou os dados brutos das respectivas campanhas dentro do padrão determinado e devidamente documentado.			

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a colaboração das empresas que participaram da pesquisa enviando respostas ao nosso questionário: CESP, Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG, Companhia Hidrelétrica Teles Pires, Consórcio Capim Branco Energia – CCBE, Consórcio UHE Baguari, Eletrobrás Eletronorte, Eletrosul Centrais Elétricas S.A., Engie Brasil Energia, Furnas, Norte Energia S.A., Light Energia S.A., e às outras cinco que colaboraram anonimamente. Agradecemos a colaboração da Miriam Castro nas discussões quando da formulação do questionário. A Cemig Geração e Transmissão e Consórcio Capim Branco Energia que cederam os dados utilizados nas simulações do poder estatístico.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL, Resolução Normativa nº 673, de 4 de agosto de 2015. Estabelece os requisitos e procedimentos para a obtenção de outorga de autorização para exploração de aproveitamento de potencial hidráulico com características de Pequena Central Hidrelétrica –PCH. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2015673.pdf>>. Acesso em: 02 de janeiro de 2019.
- Agostinho, A.A. (1994). Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. *In: Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor elétrico - COMASE*, ed. 'Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro'.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., and Pelicice, F.M. (2007). 'Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil'. Maringá: EDUEM.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G., and Pelicice, F.M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* **173**, 26–36, doi: 10.1016/j.fishres.2015.04.006.
- Agostinho, C.S., Pelicice, F.M., and Marques, E.E. (2009). 'Reservatório de Peixe Angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna'. São Carlos: RiMa.
- Alves, C.B.M. (2008). Peixamento : benefícios e controvérsias de uma técnica de manejo. *Ação Ambiental* **XI**, 31–34.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H. V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., and Swenson, N.G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* **14**, 19–28, doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., and Clarke, K.R. (2008). 'Permanova + for PRIMER: guide to software and statistical methods'. 1st edn. Plymouth, UK: PRIMER-E Ltd.
- Aneel, A.N. de E.E. (2018). BIG - Banco de Informações de Geração [online]. Available from: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm> [Accessed 5 Mar 2018].
- Araújo, B.B. de (2013). Variações temporais e espaciais na estrutura de comunidade de peixes do reservatório de Furnas –MG. PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS.
- Babbie, E. (1999). 'Métodos de pesquisa de Survey'. Belo Horizonte: UFMG.
- Billiet, J.. and McClendon, M.. (2000). Confirmatory factor analysis with different correlation types and estimation methods. *Structural Equation Modeling* **74**, 629–636, doi: 10.1207/S15328007SEM0704.
- Bisbal, G. a (2001). Conceptual design of monitoring and evaluation plans for fish and wildlife in the Columbia River ecosystem. *Environmental management* **28**, 433–53, doi: 10.1007/s002670010235.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., and White, J.S.S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **24**, 127–135, doi: 10.1016/j.tree.2008.10.008.
- Borcard, D., Gillet, F., and Legendre, P. (2011). 'Numerical Ecology with R'. New York: Springer.
- BRASIL, Presidência da República. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 04 de janeiro de 2019.
- BRASIL, Presidência da República. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm>. Acesso em: 04 de janeiro de 2019.
- BRASIL, Presidência da República. Medida Provisória nº 579, de 11 de setembro de 2012. Dispõe sobre as concessões de geração, transmissão e distribuição de energia elétrica, sobre a redução dos encargos setoriais, sobre a modicidade tarifária, e dá outras providências. Disponível em: < <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/medpro/2012/medidaprovisoria-579-11-setembro-2012-774153-publicacaooriginal-137560-pe.html>>. Acesso em: 04 de janeiro de 2019.

- BRASIL, Presidência da República. Lei n.º12.783 de 14 de janeiro de 2013. Dispõe sobre as concessões de geração, transmissão e distribuição de energia elétrica, sobre a redução dos encargos setoriais e sobre a modicidade tarifária; altera as Leis nos 10.438, de 26 de abril de 2002, 12.111, de 9 de dezembro de 2009, 9.648, de 27 de maio de 1998, 9.427, de 26 de dezembro de 1996, e 10.848, de 15 de março de 2004; revoga dispositivo da Lei no 8.631, de 4 de março de 1993; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2013/Lei/L12783.htm>. Acesso em: 04 de janeiro de 2019.
- Brown, M. I., Allen, M.S., and Beard Jr., T.D. (2013). Data Management and Statistical Techniques. *In*: A. V. Zale, D.L. Parrish, and T.M. Sutton, eds. 'Fisheries Techniques'. Bethesda: American Fisheries Society.
- Brown, M.L. and Guy, C.S. (2007). Science and statistics in fisheries research. *In*: C.S. Guy and M.L. Brown, eds. 'Analysis and interpretation of freshwater fisheries data'. Bethesda: American Fisheries Society, 1–29.
- Bryer, J. and Speerschneider, K. (2016). No Title. *likert: Analysis and Visualization Likert Items*.
- Bunn, S.E. and Arthington, A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**, 492–507, doi: 10.1007/s00267-002-2737-0.
- de Castro, N.J., Brandão, R., Dantas, G., and Rosental, R. (2013). 'O Processo de Reestruturação do Setor Elétrico Brasileiro e os Impactos da MP 579'. Texto de Discussão do Setor Elétrico n.º 51. Rio de Janeiro.
- Cemig, C.E. de M.G. (2012). 'Memória ambiental da Cemig. Águas da luz e da vida'. Belo Horizonte: Cemig.
- Clarke, K.R. and Gorley, R.N. (2006). 'PRIMER v6: User Manual/Tutorial'. 1st edn. Control. Plymouth, UK: PRIMER-E Ltd.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M. (2001). 'Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation'. 2nd edn. Plymouth UK: PRIMER-E.
- Cohen, J. (1988). 'Statistical power analysis for the behavioral sciences'. 2nd ed. Lawrence Erlbaum Associates.
- COMASE, C.C. das A. de M.A. do S.E. (1995). 'Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro; reuniões temáticas preparatórias: caderno 5 - ações'. Rio de Janeiro: Eletrobrás.
- Costello, M.J. and Wicczorek, J. (2014). Best practice for biodiversity data management and publication. *Biological Conservation* **173**, 68–73, doi: 10.1016/j.biocon.2013.10.018.
- Counihan, T.D., Waite, I.R., Casper, A.F., Ward, D.L., Sauer, J.S., Irwin, E.R., Chapman, C.G., Ickes, B.S., Paukert, C.P., Kosovich, J.J., and Bayer, J.M. (2018). Can data from disparate long-term fish monitoring programs be used to increase our understanding of regional and continental trends in large river assemblages? *PLoS ONE* **13**, e0191472, doi: 10.1371/journal.pone.0191472.
- Couto, T.B. and Olden, J.D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants – science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Daga, V.S., Skóra, F., Padial, A.A., Abilhoa, V., Gubiani, É.A., and Vitule, J.R.S. (2014). Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* **746**, 327–347, doi: 10.1007/s10750-014-2032-0.
- Darwin Core Task Group (2009). Darwin Core (Kampmeier G, review manager). Biodiversity Information Standards (TDWG) [online]. Available from: <http://www.tdwg.org/standards/450> [Accessed 20 Jan 2019].
- Dauwalter, D.C., Rahel, F.J., and Gerow, K.G. (2009). Temporal Variation in Trout Populations: Implications for Monitoring and Trend Detection. *Transactions of the American Fisheries Society* **138**, 38–51, doi: 10.1577/T07-154.1.
- Dauwalter, D.C., Rahel, F.J., and Gerow, K.G. (2010). Power of Revisit Monitoring Designs to Detect Forestwide Declines in Trout Populations. *North American Journal of Fisheries Management* **30**, 1462–1468, doi: 10.1577/M10-048.1.
- Dickersin, K. (1990). The Existence of Publication Bias and Risk Factors for Its Occurrence. *JAMA: The Journal of the American Medical Association* **263**, 1385, doi: 10.1001/jama.1990.03440100097014.

- Dornelas, M., Magurran, A.E., Buckland, S.T., Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Curtis, T., Gaston, K.J., Gotelli, N.J., Kosnik, M.A., McGill, B., McCune, J.L., Morlon, H., Mumby, P.J., Øvreås, L., Stuedeny, A., and Vellend, M. (2013). Quantifying temporal change in biodiversity: Challenges and opportunities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*.
- Drucker, D.P. (2011). Avanços na integração e gerenciamento de dados ecológicos. *Natureza e Conservação* **9**, 115–120, doi: 10.4322/natcon.2011.016.
- Duarte, C.G., Dibo, A.P.A., and Sánchez, L.E. (2017). O que diz a pesquisas acadêmica sobre o licenciamento ambiental com Avaliação de Impacto Ambiental no Brasil? *Ambiente & Sociedade* **245–278**.
- Eletrobrás, C.E.B.S.A. (1990). 'Plano diretor de meio ambiente do Setor Elétrico 1991/1993'. Rio de Janeiro: Eletrobrás.
- Fairweather, P.G. (1991). Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **42**, 555–567, doi: 10.1071/MF9910555.
- Fernandes, G.D. de A. and D'Armada, J.C.R. (2017). Gastos ambientais - como o processo de renovação das concessões elétricas abordou antigos e novos conceitos. In: A. Coli and P. Dias, eds. 'O Setor Elétrico e o Meio Ambiente'. Rio de Janeiro: Synergia, 54–77.
- Field, S.A., O'Connor, P.J., Tyre, A.J., and Possingham, H.P. (2007). Making monitoring meaningful. *Austral Ecology* **32**, 485–491.
- Fisher, W. I., Bozek, M.A., Vokoun, J.C., and Jacobson, R.B. (2013). Freshwater Aquatic Habitat Measurements. In: A. V. Zale, D.L. Parrish, and T.M. Sutton, eds. 'Fisheries Techniques'. Bethesda: American Fisheries Society, 1–62.
- Fukushima, M., Kameyama, S., Kaneko, M., Nakao, K., and Steel, E.A. (2007). Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. *Freshwater Biology* **52**, 1511–1524, doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01783.x.
- Garcia, D.A.Z., Costa, A.D.A., Almeida, F.S. de, Bialecki, A., and Orsi, M.L. (2018). Spatial distribution and habitat use by early fish stages in a dammed river basin, Southern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* **66**, 605, doi: 10.15517/rbt.v66i2.33384.
- Gawande, A. (2011). 'The checklist manifesto: how to get things right'. New York: Metropolitan Books.
- Gerrodette, T. (1987). A power analysis for detecting trends. *Ecology* **68**, 1364–1372, doi: 10.2307/1939220.
- Gibbs, J.P., Droege, S., and Eagle, P. (1998). Monitoring in Biology populations of plants and animals. *BioScience* **48**, 935–940.
- Gibbs, J.P. and Ene, E. (2010). Program Monitor: Estimating the statistical power of ecological monitoring programs.
- Gotelli, N.J. and Ellison, A.M. (2016). 'Princípios de estatística em ecologia'. Porto Alegre: Artmed Editora.
- Granzotti, R.V., Miranda, L.E., Agostinho, A.A., and Gomes, L.C. (2018). Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertebrate fish assemblages. *Aquatic Sciences* **80**, 0, doi: 10.1007/s00027-018-0579-y.
- Green, R.E., Balmford, A., Crane, P.R., Mace, G.M., Reynolds, J.D., and Turner, R.K. (2005). A Framework for Improved Monitoring of Biodiversity: Responses to the World Summit on Sustainable Development. *Conservation Biology* **19**, 56–65, doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00289.x.
- Günther, H. (2003). 'Como elaborar um questionário (série: Planejamento de Pesquisa nas Ciências Sociais, nº 01)'. Brasília: UnB, Laboratório de Psicologia Ambiental.
- Guy, C.S. and Brown, M.L. (2007). 'Analysis and interpretation of freshwater fisheries data'. Bethesda: American Fisheries Society.
- Hellawell, J.M. (1991). Development of a rationale for monitoring. In: B. Goldsmith, ed. 'Monitoring for conservation and ecology'. Springer, 285.
- IEF, I.E. de F. (2019). Termo de referência para a estruturação de dados e metadados de biodiversidade [online]. Available from: http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/2018/PESCA/manejo-bio-aquatica/10_-_TdR_-_Estruturação_de_Dados_e_Metadados.pdf [Accessed 20 Jan 2019].
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS

- RENOVÁVEIS, Instrução Normativa do Ibama nº 146, de 11 de janeiro de 2007. Estabelece os critérios para procedimentos relativos ao manejo de fauna silvestre (levantamento, monitoramento, salvamento, resgate e destinação) em áreas de influência de empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de impactos à fauna sujeitas ao licenciamento ambiental, como definido pela Lei 6.938/81 e pelas Resoluções Conama 1/86 e 237/97. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf>. Acesso em: 05 de janeiro de 2019.
- Johnson, Olden, J.D., and Vander Zanden, M.J. (2008). Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**, 357–363, doi: 10.1890/070156.
- Jones, M.B., Berkley, C., Bojilova, J., and Schildhauer, M. (2001). Managing scientific metadata. *IEEE Internet Computing* **5**, 59–68, doi: 10.1109/4236.957896.
- Lacombe, F.J.M. (2017). 'Recursos humanos'. Saraiva.
- Larsen, D.P., Kaufmann, P.R., Kincaid, T.M., and Urquhart, N.S. (2004). Detecting persistent change in the habitat of salmon-bearing streams in the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61**, 283–291, doi: 10.1139/f03-157.
- Legg, C.J. and Nagy, L. (2006). Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of environmental management* **78**, 194–9, doi: 10.1016/j.jenvman.2005.04.016.
- Lengyel, S., Kosztyi, B., Schmeller, D.S., Henry, P.Y., Kotarac, M., Lin, Y.P., and Henle, K. (2018). Evaluating and benchmarking biodiversity monitoring: Metadata-based indicators for sampling design, sampling effort and data analysis. *Ecological Indicators* **85**, 624–633, doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.012.
- Likert, R. (1932). A technique for the measurement of attitudes. *Archives of Psychology* **22**, 5–55, doi: 2731047.
- Lima, A.C., Agostinho, C.S., Sayanda, D., Pelicice, F.M., Soares, A.M.V.M., and Monaghan, K.A. (2016). The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia* **763**, 207–221, doi: 10.1007/s10750-015-2377-z.
- Lindenmayer, D.B. and Liken (2010). Improving ecological monitoring. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* **25**, 199–200, doi: 10.1016/j.tree.2009.11.005.
- Lindenmayer, D.B. and Likens, G.E. (2009). Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* **24**, 482–486, doi: 10.1016/j.tree.2009.03.005.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C.M., Burns, E., Dickman, C.R., Hoffmann, A.A., Keith, D.A., Liddell, M.J., Lowe, A.J., Metcalfe, D.J., Phinn, S.R., Russell-Smith, J., Thurgate, N., and Wardle, G.M. (2012). Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology* **37**, 745–757, doi: 10.1111/j.1442-9993.2011.02351.x.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., Haywood, A., and Miezis, L. (2011). Adaptive monitoring in the real world: Proof of concept. *Trends in Ecology and Evolution* **26**, 641–646, doi: 10.1016/j.tree.2011.08.002.
- Loures, R. and Pompeu, P.S. (2018). Long-term study of reservoir cascade in Southeastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. *Marine and Freshwater Research*.
- Loures, R.C., Godinho, A.L., and Loures, R.C. (2016). Risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas. In: R.C. Loures and A.L. Godinho, eds. 'Avaliação de Risco de Morte de Peixes em Usinas Hidrelétricas'. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerai, 332.
- Lovett, G.M., Burns, D.A., Driscoll, C.T., Jenkins, J.C., Mitchell, M.J., Rustad, L., Shanley, J.B., Likens, G.E., and Haeuber, R. (2007). Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment* doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[253:WNEM]2.0.CO;2.
- Magurran, A.E. (2004). 'Measuring Biological Diversity'. Wiley-Blackwell.
- Magurran, A.E., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Dick, J.M., Elston, D. a., Scott, E.M., Smith, R.I., Somerfield, P.J., and Watt, A.D. (2010). Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution* **25**, 574–582, doi: 10.1016/j.tree.2010.06.016.
- Malvestio, A.C. and Montañó, M. (2013). Effectiveness of strategic environmental assessment applied to renewable energy in Brazil. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* **15**,

- 1340007, doi: 10.1142/S1464333213400073.
- Margato, V. and Sanchez, L.E. (2014). 'Quality and outcomes: a critical review of strategic environmental assessment in Brazil'. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*.
- Marques, H., Henrique, J., Dias, P., Perbiche-neves, G., Antoniassi, E., Kashiwaqui, L., and Paiva, I. (2018). Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biological Conservation* **224**, 347–354, doi: S0006320717304597.
- Marsh, D.M. (2001). Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* **101**, 327–335, doi: 10.1016/S0006-3207(01)00076-3.
- Maxwell, D. and Jennings, S. (2005). Power of monitoring programmes to detect decline and recovery of rare and vulnerable fish. *Journal of Applied Ecology*.
- Mazzoni, R., Caramaschi, E.P., and Iglesias-Rios, R. (2012). 'Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, 15 anos de Estudos da Ictiofauna do Alto Tocantins'. Rio de Janeiro: Furnas.
- Michellis Jr., D. and Fonseca, E. (2017). Sustentabilidade e o Setor Elétrico. In: A. Colli and P. Dias, eds. 'O Setor Elétrico e o Meio Ambiente'. Rio de Janeiro: FMASE, 720–723.
- Michener, W.K. (2006). Meta-information concepts for ecological data management. *Ecological Informatics* **1**, 3–7, doi: 10.1016/j.ecoinf.2005.08.004.
- Michener, W.K., Porter, J., Servilla, M., and Vanderbilt, K. (2011). Long term ecological research and information management. *Ecological Informatics* **6**, 13–24, doi: 10.1016/j.ecoinf.2010.11.005.
- Mihoub, J.B., Henle, K., Titeux, N., Brotons, L., Brummitt, N.A., and Schmeller, D.S. (2017). Setting temporal baselines for biodiversity: The limits of available monitoring data for capturing the full impact of anthropogenic pressures. *Scientific Reports* **7**, 1–11, doi: 10.1038/srep41591.
- MINISTÉRIO MEIO AMBIENTE, Resolução Conama nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 05 de janeiro de 2019
- MINISTÉRIO MEIO AMBIENTE, Resolução Conama nº 06, de 16 de setembro de 1987. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras do setor de geração de energia elétrica. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=57>>. Acesso em: 05 de janeiro de 2019
- MINISTÉRIO MEIO AMBIENTE, Resolução Conama 357, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterada pelas Resoluções nº 370/2006, nº 397/2008, nº 410/2009, e nº 430/2011. Complementada pela Resolução nº 393/2009. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 05 de janeiro de 2019.
- Moller, H. and Berkes, F. (2004). Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecology and ...* **9**, 2.
- Nichols, J.D. and Williams, B.K. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **21**, 668–673, doi: 10.1016/j.tree.2006.08.007.
- Noble, R.L., Austen, D.J., and Pegg, M.A. (2007). Fisheries management study design considerations. In: C.S. Guy and M.L. Brown, eds. 'Analysis and interpretation of freshwater fisheries data'. Bethesda: American Fisheries Society, 31–49.
- Okada, E.K., Agostinho, A.A., and Gomes, L.C. (2005). Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**, 714–724, doi: 10.1139/f05-015.
- Orsi, M.L. and Britton, J.R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology* **84**, 1964–1970, doi: 10.1111/jfb.12392.
- Osenberg, C.W., Schmitt, R.J., Holbrook, S.J., Abu-Saba, K.E., and Flegal, R. (1994). Detection of environmental impacts: Natural variability, effect size, and power analysis. *Ecological Applications* **4**, 16–30.
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the Shifting Base-Line Syndrome of Fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* **10**, 430, doi: 10.1016/s0169-5347(00)89171-5.
- Pelicice, F.M. and Agostinho, A.A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large

- neotropical rivers. *Conservation Biology* **22**, 180–188, doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x.
- Pelicice, F.M. and Agostinho, A.A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* **11**, 1789–1801, doi: 10.1007/s10530-008-9358-3.
- Pelicice, F.M., Azevedo-Santos, V.M., Vitule, J.R.S., Orsi, M.L., Lima Junior, D.P., Magalhães, A.L.B., Pompeu, P. dos S., Petreire, M., and Agostinho, A.A. (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries* **18**, 1119–1133, doi: 10.1111/faf.12228.
- Pelicice, F.M., Latini, J.D., and Agostinho, A.A. (2015). Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* **746**, 271–283, doi: 10.1007/s10750-014-1911-8.
- Pelicice, F.M., Pompeu, P.S., and Agostinho, A.A. (2015). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* **16**, 697–715, doi: 10.1111/faf.12089.
- Peterman, R.M. (1990). Statistical Power Analysis can Improve Fisheries Research and Management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**, 2–15, doi: 10.1139/f90-001.
- PMI (2008). 'Um Guia do Conhecimento em Gerenciamento de Projetos (Guia PMBOK®)'. 4th ed. Pmi. Pennsylvania: Project Management Institute Inc.
- Pocock, M.J.O., Newson, S.E., Henderson, I.G., Peyton, J., Sutherland, W.J., Noble, D.G., Ball, S.G., Beckmann, B.C., Biggs, J., Brereton, T., Bullock, D.J., Buckland, S.T., Edwards, M., Eaton, M.A., Harvey, M.C., Hill, M.O., Horlock, M., Hubble, D.S., Julian, A.M., Mackey, E.C., Mann, D.J., Marshall, M.J., Medlock, J.M., O'Mahony, E.M., Pacheco, M., Porter, K., Prentice, S., Procter, D.A., Roy, H.E., Southway, S.E., Shortall, C.R., Stewart, A.J.A., Wembridge, D.E., Wright, M.A., and Roy, D.B. (2015). Developing and enhancing biodiversity monitoring programmes: A collaborative assessment of priorities. *Journal of Applied Ecology* **52**, 686–695, doi: 10.1111/1365-2664.12423.
- Poff, N.L. (2014). Rivers of the anthropocene? *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**, 427, doi: 10.1890/1540-9295-12.8.427.
- Pompeu, P. dos S. and Godinho, H.P. (2006). Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **4**, 427–433, doi: 10.1590/S1679-62252006000400006.
- Pompeu, P.S., Agostinho, A.A., and Pelicice, F.M. (2012). EXISTING AND FUTURE CHALLENGES: THE CONCEPT OF SUCCESSFUL FISH PASSAGE IN SOUTH AMERICA. *River Research and Applications* **28**, 504–512, doi: 10.1002/rra.1557.
- Quinn, G.P. and Keough, M.J. (2002). 'Experimental Design and Data Analysis for Biologists'. Cambridge University Press.
- R Development Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing.
- Radinger, J., Britton, J.R., Carlson, S.M., Magurran, A.E., Alcaraz-hernández, J.D., Almodóvar, A., Benejam, L., Nicola, G.G., Oliva-paterna, F.J., and Torralva, M. (2018). Effective monitoring of freshwater fish. *Zenodo* 34, doi: http://doi.org/10.5281/zenodo.1480407.
- Rahel, F.J. (2000). Homogenization of Fish Faunas Across the United States. *Science* **288**, 854–856, doi: 10.1126/science.288.5467.854.
- Rigét, F., Bignert, A., Braune, B., Dam, M., Dietz, R., Evans, M., Green, N., Gunnlaugsdóttir, H., Hoydal, K.S., Kucklick, J., Letcher, R., Muir, D., Schuur, S., Sonne, C., Stern, G., Tomy, G., Vorkamp, K., and Wilson, S. (2019). Temporal trends of persistent organic pollutants in Arctic marine and freshwater biota. *Science of the Total Environment* **649**, 99–110, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.268.
- Sánchez, L.E. (2013). 'Avaliação de impacto ambiental'. 2nd ed. São Paulo: Oficina de Textos.
- Sánchez, L.E. and Mitchell, R. (2017). Conceptualizing impact assessment as a learning process. *Environmental Impact Assessment Review* **62**, 195–204, doi: 10.1016/j.eiar.2016.06.001.
- Sato, Y., Bazzoli, N., Rizzo, E., Boschi, M.B., and Miranda, M.O.T. (2005). Influence of the Abaeté River on the reproductive success of the neotropical migratory teleost *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias Dam, southeastern Brazil. *River Research and Applications* **21**, 939–950, doi: 10.1002/rra.859.
- Simberloff, D. (1990). Hypotheses, errors, and statistical assumptions. *Herpetologica*.

- Soga, M. and Gaston, K.J. (2018). Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Frontiers in Ecology and the Environment* **16**, 222–230, doi: 10.1002/fee.1794.
- Spellerberg, I.F. (2005). 'Monitoring ecological change'. Second. Cambridge: Cambridge University Press.
- Di Stefano, J. (2003). How much power is enough? Against the development of an arbitrary convention for statistical power calculations. *Functional Ecology* **17**, 707–709, doi: 10.1046/j.1365-2435.2003.00782.x.
- Steidl, R.J., Hayes, J.P., and Schaubert, E. (1997). Statistical power analysis in wildlife research. *Journal of Wildlife Management* **61**, 270–279.
- Stem, C., Margoluis, R., Salafsky, N., and Brown, M. (2005). Monitoring and Evaluation in Conservation: a Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology* **19**, 295–309, doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00594.x.
- Taylor, B.L. and Gerrodette, T. (1993). The Uses of Statistical Power in Conservation Biology: The Vaquita and Northern Spotted Owl. *Conservation Biology* **7**, 489–500, doi: 10.1046/j.1523-1739.1993.07030489.x.
- Urquhart, N.S., Paulsen, S.G., and Larsen, D.P. (1998). Monitoring for Policy-Relevant Regional Trends over Time. *Ecological Applications* **8**, 246, doi: 10.2307/2641064.
- Usher, M.B. (1991). Scientific requirements of a monitoring programme. In: B. Goldsmith, ed. 'Monitoring for Conservation and Ecology'. Springer, 15–32.
- Vitule, J.R.S., Freire, C.A., and Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* **10**, 98–108, doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x.
- Vitule, J.R.S., Skóra, F., and Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions* **18**, 111–120, doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x.
- Vono, V. (2002). Efeitos da implantação de duas barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes do rio Araguari (Bacia do Alto Paraná, MG). Universidade Federal de Minas Gerais.
- Wieczorek, J., Bloom, D., Guralnick, R., Blum, S., Döring, M., Giovanni, R., Robertson, T., and Vieglais, D. (2012). Darwin core: An evolving community-developed biodiversity data standard. *PLoS ONE* **7**, doi: 10.1371/journal.pone.0029715.
- Willis, D.W. and Murphy, B.R. (1996). Planning for sampling. In: B.R. Murphy and D.W. Willis, eds. 'Fisheries Techniques'. Bethesda: American Fisheries Society, 1–15.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Soesbergen, A. v., Saenz, L., van Soesbergen, A., and Saenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* **351**, 128–129, doi: 10.1126/science.aac7082.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., and Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* **16**, 446–453, doi: 10.1016/S0169-5347(01)02205-4.
- Zale, A. V., Sutton, T.M., and Parrish, D.L. (2013). Conducting Fisheries Investigations. In: A. V. Zale, D.L. Parrish, and T.M. Sutton, eds. 'Fisheries Techniques'. Bethesda: American Fisheries Society, 1–14.
- Zuur, A.F. and Ieno, E.N. (2016). A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. *Methods in Ecology and Evolution* **7**, 636–645, doi: 10.1111/2041-210X.12577.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., and Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* **1**, 3–14, doi: 10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., and Smith, G.M. (2007). 'Analysing Ecological Data'.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., and Smith, G.M. (2009). 'Mixed effects models and extensions in ecology with R'. New York, NY: Springer New York.
- Zuur, A.F., Tuck, I.D., and Bailey, N. (2003). Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**, 542–552, doi: 10.1139/f03-030.

ANEXO 1

Questionário enviado às empresas do setor elétrico para caracterizar a atividade de monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas no Brasil. Perguntas obrigatórias foram marcadas com um asterisco e o respondente não poderia avançar no sistema Online Pesquisa© (enuvo GmbH, Zurique) sem tê-las respondido.

Monitoramento de peixes em reservatórios de hidrelétricas

Introdução

Prezado (a),

Meu nome é Raquel Loures e sou doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada da Universidade Federal de Lavras, sob orientação do prof. Paulo Pompeu. Estamos fazendo um levantamento sobre a realidade atual dos monitoramentos de peixes realizados em reservatórios de hidrelétricas no Setor Elétrico Brasileiro e gostaríamos muito da sua ajuda!

Nosso objetivo com essa pesquisa é quantificar e caracterizar essa atividade nos reservatórios brasileiros, para que possamos verificar as tendências atuais relacionadas a prática. Sua participação respondendo o questionário é imprescindível para obtermos resultados mais robustos para o diagnóstico.

Caso o tema não seja propriamente relativo a sua área de atuação na empresa, seria possível encaminhar para alguém que possa nos ajudar?

CONFIDENCIALIDADE DAS INFORMAÇÕES: A apresentação dos resultados desta pesquisa será feita de maneira a NÃO permitir a identificação das pessoas/empresas envolvidas. O conteúdo deste questionário é absolutamente confidencial. Os resultados farão parte da minha tese de doutorado que poderá ser acessada a partir de maio/2019 pelo site: <http://repositorio.ufla.br/>

INSTRUÇÕES DE PREENCHIMENTO E TEMPO ESTIMADO: Caso você tenha interesse em colaborar com nossa pesquisa, por favor, preencha o questionário a seguir. Fizemos alguns testes prévios e o tempo de resposta pode variar de 15 a 30 minutos.

O questionário ficará disponível até dia 31 de outubro aguardando suas respostas!

Agradecemos, desde já, pela sua atenção e valiosa colaboração!

Atenciosamente

Raquel Coelho Loures Fontes

Doutoranda do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada – UFLA


<http://lattes.cnpq.br/7335428305963721>

Paulo dos Santos Pompeu

Professor Dr. do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada – UFLA

<http://lattes.cnpq.br/9977308493978643>

Contextualização

1 Para termos uma dimensão sobre o levantamento que estamos fazendo, por favor, nos informe quantos reservatórios estão sob a responsabilidade de administração/operação pela empresa? * 

Número de reservatórios

Quantos são reservatórios de CGH/PCH?

Quantos são reservatórios de UHE?

2 Considerando todos os reservatórios que informou anteriormente, indique quantos reservatórios representam as afirmações abaixo: * 

	Número de reservatórios
Nunca foi realizado monitoramento da ictiofauna	<input type="text"/>
O início do monitoramento ocorreu logo após o enchimento do reservatório e continua até hoje	<input type="text"/>
O início do monitoramento ocorreu logo após o enchimento do reservatório e após um determinado tempo encerrou	<input type="text"/>
A primeira vez que o reservatório foi monitorado já haviam se passado pelo menos 5 anos (até 10 anos) de sua formação	<input type="text"/>
A primeira vez que o reservatório foi monitorado já haviam se passado pelo menos 10 anos de sua formação	<input type="text"/>

Cenário atual (2016 a 2018)

Para as próximas perguntas, considere sempre o cenário dos últimos 3 anos, de 2016 a 2018.

3 Considerando os últimos 3 anos, foi ou ainda é realizado monitoramento de peixes em algum dos reservatórios sob responsabilidade da empresa? *


- sim
- não

4 Em quantos reservatórios são realizados monitoramentos? Por favor, nos informe de acordo com o porte da usina: *

	Número de reservatórios
Reservatórios de CGH/PCH	<input type="text"/>
Reservatórios de UHE	<input type="text"/>

Reservatórios monitorados

Conforme informado anteriormente **NENHUMA** informação prestada neste questionário será divulgada de forma a permitir a identificação do respondente e sua empresa.

- 5 Para que possamos fazer análises considerando os monitoramentos e características gerais dos empreendimentos (ex: tamanho dos reservatórios, idade, bacia hidrográfica), seria muito importante se pudesse nos informar o nome dos reservatórios monitorados nos últimos 3 anos. Uma letra será atribuída para cada reservatório para que as respostas e análises dos dados sejam mais precisas. Essas letras deverão ser consideradas nas respostas subsequentes. (a identificação dos reservatórios é opcional) 

Reservatório A

Reservatório B

Reservatório C

Reservatório D

Reservatório E

Reservatório F

Reservatório G

Reservatório H

Reservatório I

Reservatório J

Reservatório K

Reservatório L

Motivadores

A partir deste ponto as perguntas remeterão aos reservatórios monitorados, identificando-os por letras. Caso não tenha nos informado os nomes dos reservatórios na questão anterior não há problema. Só pedimos para que considere a mesma letra para um determinado reservatório ao longo de todo o questionário. Ex: reservatório A na primeira pergunta = reservatório A nas demais perguntas.

Caso mude de ideia e ache mais fácil realizar a identificação basta retornar a página anterior.

14 Quais as principais informações colhidas durante os monitoramentos? 


	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Todos
Composição de espécies	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CPUE (Captura por unidade de esforço – número)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CPUE (Captura por unidade de esforço – biomassa)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Tamanho corporal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Peso	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Alimentação	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Reprodução	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Recrutamento	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Material genético	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Resultados dos monitoramentos

15 Os resultados dos monitoramentos de peixes realizados já subsidiaram a recomendação/definição/realização de alguma medida de manejo? *

- sim
- não

Resultados dos monitoramentos (continuação)

16 Qual medida de manejo foi subsidiada/recomendada pelo monitoramento apontado na questão anterior? (mais de uma opção pode ser selecionada). 

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Todos
Realizar estocagem com espécies nativas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Realizar estocagem com espécies não-nativas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Interromper/não realizar estocagem com espécies nativas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Interromper/não realizar estocagem com espécies não-nativas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Restrição da pesca	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Estímulo a pesca	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Manipulação de abrigos (enriquecimento de hábitat)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Recuperação de mata ciliar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Controle de peixes invasores	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Proteção criadouros naturais (ex: planícies de inundação, lagoas marginais)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Proteção de locais de desova	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Realizar transposição	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Interromper transposição	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Não realizar transposição (considerar que nunca foi realizada)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Outras (especifique, por favor)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input style="width: 200px; height: 15px;" type="text"/>													

Considerando um cenário passado (antes de 2016)

Sabemos que o cenário do Setor Elétrico Brasileiro passou por mudanças após a publicação da Medida Provisória 579 de setembro de 2012, com reflexos nas áreas ambientais das empresas. Assim, seria interessante contarmos com sua ajuda para podermos comparar o cenário atual com o passado e verificar se a realização dos monitoramentos de peixes foi impactada por essa MP.

17 O monitoramento de peixes já foi realizado em algum reservatório sob responsabilidade da empresa, mas foi encerrado/interrompido ANTES de 2016? *

- sim
- não

Considerando um cenário passado (continuação)

18 Em quantos reservatórios o monitoramento de peixes deixou de ser realizado? *

19 Quais os motivos pelo encerramento/interrupção dos monitoramentos? (Indique o número de reservatórios por motivo, coloque "0" quando o item não for aplicável). *

	Número de reservatórios
Os resultados do monitoramento concluíram pelo seu encerramento/interrupção.	<input type="text"/>
Decisão da empresa, reflexo da publicação da Medida Provisória 579 em 2012	<input type="text"/>
Encerramento de concessão de operação do reservatório (reflexo da publicação da Medida Provisória 579 em 2012)	<input type="text"/>
Demanda do órgão licenciador	<input type="text"/>
Encerramento de condicionante do licenciamento	<input type="text"/>
Encerramento de requisito de algum instrumento legal	<input type="text"/>
Como não é uma obrigação legal, não é uma atividade prioritária	<input type="text"/>

20 Saberia nos informar por quanto tempo duraram os monitoramentos que encerraram? Como o tempo de monitoramento pode variar entre os reservatórios, por favor, indique o número de reservatórios correspondente às diferentes possibilidades de tempo.

	Número de reservatórios
Menos de 2 anos	<input type="text"/>
De 2 a 5 anos	<input type="text"/>
De 5 a 10 anos	<input type="text"/>
Mais de 10 anos	<input type="text"/>

Estamos quase acabando!

Concluindo, gostaríamos de fazer algumas perguntas para caracterizar os respondentes desta pesquisa.

21 Qual a sua formação? *

- Técnico
- Superior incompleto
- Superior completo
- Especialização/MBA
- Mestrado
- Doutorado

Profissão**22 Qual a sua profissão? ***

- Biólogo(a)
- Engenheiro(a) Ambiental
- Engenheiro(a) Agrônomo
- Engenheiro(a) Florestal
- Engenheiro(a) Civil
- Engenheiro(a) de pesca
- Outro (especifique, por favor)

Queremos saber sua opinião**23 Na sua opinião, de forma geral, os monitoramentos de peixes realizados: ***

	Discordo totalmente	Discordo parcialmente	Nem concordo nem discordo	Concordo parcialmente	Concordo totalmente
são eficientes para detectar padrões temporais e espaciais de assembleias de peixes que possam ser decorrentes do impacto do repesamento.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
são eficientes para subsidiar medidas concretas de conservação e manejo.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

24 Você teria alguma sugestão para melhoria?

25 O nome da empresa pode ser citado como colaboradora da pesquisa? Lembramos que as informações fornecidas são confidenciais e nenhuma resposta será vinculada ao nome da empresa. Caso autorizado aqui, a empresa será citada como colaboradora para agradecimento nominal e não anônimo. *

Não

Sim (informe o nome da empresa)

» [Redirection to final page of Online Pesquisa](#) (alterar)

ANEXO 2

Texto integral das sugestões de melhoria dos monitoramentos de peixes, enviadas pelos respondentes do questionário.

“O foco dos monitoramentos e as técnicas utilizadas devem ser mais objetivas, visando responder perguntas específicas como a eficiência das ações de manejo ou determinando a realização de outras ações. Os monitoramentos não podem ser apenas um relato das transformações espaciais e temporais que sofrem a ictiofauna de um determinado reservatório.”

“Por ser imposto por questões legais (condicionantes de LO) as informações levantadas, em sua maioria, terminando arquivadas nas secretarias de meio ambiente. A publicação dos estudos, de forma periódica, seria um meio de fornecer melhor uso aos dados dos monitoramentos, disponibilizando aos mesmos à análises e críticas da comunidade científica e sociedade. ”

“Esses programas relacionados a ictiofauna e limnologia nos reservatórios do Setor Elétrico são fontes importantes de informações técnicas resultantes de pesquisa básica e aplicada, no entanto são pouco aproveitadas para as discussões e avaliações dos impactos positivos e negativos decorrentes da implantação de UHEs. Creio que o Setor Elétrico é a maior fonte de informações nessa área, no entanto, a grande maioria fica restrita aos Órgãos de Governo Licenciadores e entidades de pesquisa, com pouca divulgação para a sociedade como um todo. Isso poderia promover um melhor entendimento na valoração e conservação da biodiversidade desses reservatórios/regiões, inclusive um maior aproveitamento socioeconômico das espécies nativas. ”

“De modo geral, entendemos que não há necessidade dos monitoramentos serem contínuos. Sugerimos que, mediante avaliação dos resultados já obtidos e anuência dos órgãos ambientais, os monitoramentos possam ser intermitentes, ou seja, monitora-se durante um período e para-se por outro, voltando a monitorar utilizando os mesmos padrões ou utilizando novos padrões e metodologias, caso necessário. ”

“Alteração de periodicidade, pois muitas vezes a coleta intensiva para atender o monitoramento exigido poder causar um impacto imenso na ictiofauna local. ”

“Naqueles reservatórios onde há espécies migratórias e os estudos indicarem a necessidade de transposição destas, desde o início dos estudos deverão ocorrer análises genéticas para possibilitar uma avaliação concreta da real eficiência da transposição. ”

CONCLUSÃO GERAL

Estudar efeitos da formação de reservatórios em cascata sobre a diversidade de peixes não é uma prática muito comum, pois nem sempre há dados facilmente disponíveis para análises nessa escala, principalmente em longas séries temporais. Assim, acreditamos que ao adotar a abordagem de estudar padrões de diversidade de peixes, focando não somente em um reservatório, mas em toda a cascata, agregamos mais informações sobre os efeitos de longo prazo da construção de reservatórios em sequência, no Brasil. Dentre esses efeitos observamos tendência clara da redução na riqueza de espécies nativas e aumento de não-nativas ao longo do tempo e também ao longo da cascata, na direção montante-jusante. As assembleias de peixes se tornam mais dissimilares a medida que aumenta a distância entre os reservatórios. Considerando os ambientes lóticos que se alternam entre os reservatórios na cascata, observamos que a perda de espécies ao longo do tempo é menor que em reservatórios, o que sugere que a formação do reservatório pode ser mais impactante que a regulação de fluxo nesses remanescentes lóticos entre os reservatórios. A partir desses resultados concluímos que os monitoramentos podem ser sim efetivos para detectar padrões espaço-temporais nas assembleias de peixes. Contudo, vários aspectos ecológicos devem ser cuidadosamente considerados quando do planejamento dos programas de monitoramento, como discutimos no capítulo 3, para que a qualidade dos dados não seja comprometida. Durante o trabalho de levantamento dos dados várias amostragens precisaram ser desconsideradas das análises por falta de documentação apropriada dos dados, o que resulta em recurso financeiro e humano desperdiçados, sem contar as vidas dos peixes perdidas em vão.

Os resultados dos nossos estudos também demonstram e reforçam a importância de monitoramentos de longo prazo; de análises que consideram a bacia como um todo, principalmente quando mais de um reservatório está presente; de maior rigor científico no planejamento dos desenhos amostrais dos monitoramentos e, por conseguinte nas suas análises. Desta forma, resultados mais robustos e programas mais efetivos naquilo que se propõem poderão ser alcançados. Acreditamos que as 10 diretrizes propostas para aprimoramento da gestão dos programas de monitoramento são factíveis de implementação a partir da definição de planos de ação estruturados e adequações de termos de referência e especificações técnicas para atender as ações do PDCA. A partir de sua implantação as mudanças só serão percebidas no médio-longo prazo, por isso é de extrema importância começar o quanto antes, prever a continuidade das ações e avaliar constantemente os programas de monitoramento.