



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge>



Changes in Water Coverage and River Flow Resulting from the Installation of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant

Juliane da Costa Cavalcante¹, Marcos Adami², Aline Maria Meiguins de Lima³, Lucas de Oliveira Lima⁴, Karina Dias Silva⁵

¹Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Pará, Belém, PA- Brasil, julianecosta63@gmail.com (<https://orcid.org/0000-0002-8013-3764>).

²Doutor em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Avenida dos Astronautas, 1758, Jardim da Granja, 12227010 - São José dos Campos, SP – Brasil, Telefone: (12) 32087095, marcos.adami@inpe.br (<https://orcid.org/0000-0003-4247-4477>).

³Doutora em Desenvolvimento Sustentável no Trópico Úmido, Docente na Universidade Federal do Pará (UFPA), Instituto de Geociências, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, 66075110 - Belém, PA – Brasil, Telefone: (91) 32017000, ameiguins@ufpa.br (<https://orcid.org/0000-0002-0594-0187>).

⁴Mestrando do Programa de Pós-graduação em Geografia (PPGEO) da Universidade Federal do Pará (UFPA), Rua Coronel José Porfírio, 2515, São Sebastião, 68371-040 - Altamira, PA – Brasil, Lucas.lima.eng.agro@gmail.com (<https://orcid.org/0000-0001-9444-2552>).

⁵Doutora em Ciências Ambientais, Docente na Universidade Federal do Pará (UFPA), Rua Coronel José Porfírio, 2515, São Sebastião, 68372040 – Altamira, PA - Brasil, Telefone: (93) 35151079, diassilvakarina@gmail.com (<https://orcid.org/0000-0001-5548-4995>).

Artigo recebido em 10/06/2025 e aceito em 14/07/2026

ABSTRACT

Hydropower generation is recognized as a clean source of electricity; however, it is associated with several socio-environmental impacts, such as changes in river flow that affect both biotic and anthropic environments. Studies on variations in water coverage and flow regimes are essential for understanding the effects of hydropower plants on Amazonian rivers. This study aimed to evaluate changes in water coverage during the different phases of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant, analyze alterations in the flow regimes of the Xingu River, and discuss the relationship between these hydrological modifications and impacts on the biotic environment. Water coverage data from MapBiomas and flow data from the Hydrometeorological Stations of the National Water and Basic Sanitation Agency were analyzed using the nonparametric Kruskal–Wallis and Dunn tests. The results indicated significant differences in water coverage upstream, downstream, and in the Bacajá River among the periods Before, During, and After the installation of the hydropower plant. Similarly, flow rates decreased by more than 80% in the Impacted section compared with the Non-Impacted section. Based on these findings, hydrological alterations were associated with impacts on local fauna and flora, as well as on riverine communities, and these effects were synthesized using the DPSIR framework (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response). It is concluded that the damming of the Xingu River caused substantial changes in water coverage and flow regimes, directly resulting in impacts on the ecosystem and on human activities that depend on the river.

Keywords: Environmental impacts. Flooded areas. Reduced Flow Stretch. Igapó forest. Aquatic fauna.

Mudanças na Cobertura de Água e nas Vazões Fluviais decorrentes da instalação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte

RESUMO

A geração de energia hidrelétrica é reconhecida como uma fonte limpa de eletricidade, porém está associada a diversos impactos socioambientais, como alterações nos fluxos fluviais que afetam o meio biótico e antrópico. Estudos sobre variações na cobertura de água e nos regimes de vazão são fundamentais para compreender os efeitos de hidrelétricas em rios amazônicos. Este estudo teve como objetivo avaliar as transformações na cobertura de água ao longo das fases da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, analisar alterações nos regimes de vazão do rio Xingu e discutir a relação entre essas modificações e impactos no meio biótico. Foram utilizados dados de cobertura de água do MapBiomas e de vazão das Estações Hidrometeorológicas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, analisados pelos testes não paramétricos de Kruskal-Wallis e Dunn. Os resultados indicaram diferenças significativas na cobertura de água a montante, a jusante e no rio Bacajá entre os períodos Antes, Durante e Após a instalação da hidrelétrica. De forma semelhante, as vazões apresentaram redução superior a 80% entre os trechos Impactado e Não Impactado. A partir desses achados, as alterações hidrológicas foram relacionadas a impactos sobre a fauna e a flora locais, bem como sobre as comunidades ribeirinhas, sendo esses efeitos sintetizados por meio do método DPSIR (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response). Conclui-se que o barramento do rio Xingu provocou alterações expressivas na cobertura hídrica e nos regimes de vazão, refletindo diretamente nos impactos sobre o ecossistema e nas atividades humanas dependentes do rio. Palavras-chave: Impactos Ambientais. Áreas de Inundação. Trecho de Vazão Reduzida. Igapó. Fauna Aquática.

Introdução

O aproveitamento hidrelétrico é conhecido por ser uma fonte limpa de energia elétrica, no entanto, está vinculado a diversos impactos ambientais, como por exemplo a emissão de gases de efeito estufa, decorrente da decomposição de árvores mortas pela inundação (Silva et al., 2025) e do desmatamento necessário para a instalação das infraestruturas do empreendimento (Cavalcante et al., 2024). Além disso, a instalação de grandes empreendimentos hidrelétricos acarreta impactos no meio físico e biótico, provocando alterações nos habitats reprodutivos e alimentares (Ferreira et al., 2023).

Os impactos vinculados às hidrelétricas não se limitam ao ambiente natural, mas também afetam o meio social, principalmente as comunidades tradicionais, como os povos indígenas, ribeirinhos e pescadores (Arantes et al., 2023; Pezzuti et al., 2018; Zuanon et al., 2019). Ademais, a instalação de barragens ao longo dos corpos hídricos interfere na conectividade e no fluxo fluvial, criando barreiras intransponíveis e interrompendo os padrões hidrológicos aos quais as espécies respondem (Anderson et al., 2018). Essa ruptura interfere nas relações bioculturais das comunidades tradicionais locais com os rios, além de comprometer a segurança alimentar das famílias que têm na pesca sua principal atividade (Utsunomiya et al., 2024a; Zuanon et al., 2019).

A modificação do regime natural das vazões, ocasionada pela criação de uma hidrelétrica, influencia diretamente nos pulsos de inundação de ecossistemas aluviais (Quaresma et al., 2025). Esses processos hidrológicos naturais de enchente, cheia, vazante e seca possuem uma estreita relação com processos ecológicos, e a sua alteração pode resultar na interrupção do ciclo reprodutivo de espécies da fauna aquática, como peixes, aves, quelônios e mamíferos aquáticos, além de dificultar a dispersão, regeneração e crescimento de espécies vegetais aluviais, como espécies de igapó e sarobais (Assunção et al., 2024; Pezzuti et al., 2018).

A artificialização dos pulsos de inundação através de hidrelétricas ocasiona na modificação do nível natural do rio, seja a montante com a inundação de áreas para criação de reservatórios, ou a jusante com a criação de Trechos de Vazão Reduzida (TVR; Pezzuti et al., 2022). Ao regular a vazão de água que passa pelos rios, as barragens de aproveitamento hidrelétrico alteram a amplitude, frequência, duração e regularidade das

inundações, rompendo a dinâmica natural do sistema aquático (Utsunomiya et al., 2024a).

As vazões passam a ser reguladas conforme as demandas de geração de energia, provocando mudanças repentinas no fluxo a jusante do barramento hidrelétrico. Essas alterações interferem nos níveis de inundação, criando poças temporárias que secam rapidamente e resultam na mortalidade de organismos aquáticos, como peixes que migram para essas áreas e acabam ficando presos (Godoy et al., 2023). Além disso, as espécies que habitam áreas de inundação têm suas fases de reprodução, alimentação e deslocamento comprometidas, uma vez que essas regiões se tornam menos acessíveis, interferindo na distribuição dos indivíduos em decorrência das alterações no regime de fluxos (Junk et al., 1989; Ortega et al., 2025).

Ao longo do período sazonal, o controle artificial das vazões compromete a amplitude das inundações, de modo que os níveis alcançados pelas águas diferem dos padrões observados antes da construção da barragem (Godoy et al., 2023). Da mesma forma, a duração das inundações é alterada, sendo frequentemente reduzida ou ocorrendo em períodos distintos, a fim de atender à demanda por geração de energia elétrica (Utsunomiya et al., 2024a). Além das variações na amplitude e na duração, também ocorrem alterações na frequência e regularidade dos eventos de enchente e cheia, comprometendo os ciclos reprodutivos da fauna e da flora aquática, os quais são sincronizados e dependem da previsibilidade do ciclo hidrológico (Quaresma et al., 2025).

Esses padrões têm sido observados em diversas usinas hidrelétricas instaladas na Amazônia, como Jirau e Santo Antônio, no rio Madeira; Balbina, no rio Uatumã; Teles Pires, no rio Teles Pires; e Belo Monte, no rio Xingu. Esses empreendimentos têm promovido modificações na dinâmica fluvial e na conectividade hidrológica, resultando na alteração e reorganização de habitats, com repercussões ecológicas que se propagam ao longo da cadeia trófica (Assunção et al., 2024; Rocha-Filho et al., 2025; Schöngart et al., 2021; Souza et al., 2025).

É nesse contexto que se insere a Usina Hidrelétrica de Belo Monte (UHBM), localizada na região da Volta Grande do Xingu (VGX). Embora seja classificada como um aproveitamento a fio d'água, a barragem Pimental, no rio Xingu, desvia parte do fluxo do rio para a formação de dois reservatórios (principal e intermediário),

permitindo a geração de energia na casa de força de Belo Monte. Esse desvio resultou na formação do TVR, com aproximadamente 130 km de extensão (Juruna et al., 2025), localizado em uma região onde vivem comunidades tradicionais e ocorrem espécies endêmicas da fauna e flora (Pezzuti et al., 2018), que possuem estreita relação com o ciclo hidrológico natural.

Como consequência da artificialização do fluxo de água do rio Xingu, a região tem enfrentado diversos impactos ambientais que comprometem a inundação sazonal das florestas aluviais localizadas a jusante da barragem, no TVR, resultando na perda de espécies da flora e da fauna locais (Norte Energia, 2020; Pezzuti et al., 2018; 2022; Quaresma et al., 2025).

Diante disso, estudos voltados à análise das mudanças nas áreas de cobertura de água e nos regimes de vazão de rios represados para aproveitamento hidrelétrico são fundamentais para compreender as transformações que esses empreendimentos podem causar no meio abiótico e, consequentemente, sua relação com os impactos observados no meio biótico.

Assim, este estudo tem como objetivo avaliar as transformações na cobertura de água ao longo das fases Antes (1988–2010), Durante (2011–2015) e Após (2016–2021) a instalação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Adicionalmente, busca examinar as alterações nos regimes de vazão do rio Xingu, por meio da comparação entre o Trecho Impactado, correspondente ao Trecho de Vazão Reduzida, e o trecho Não Impactado, situado a montante da barragem Pimental. Por fim, o estudo pretende discutir a relação entre essas modificações hidrológicas e os impactos já registrados no meio biótico.

Material e métodos

Área de Estudo

A área de estudo (Figura 1) corresponde a um buffer de 15 km a partir da Área de Influência Direta (AID) dos meios físico e biótico, conforme definida no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da UHBM, localizada na região da Volta Grande do Xingu (VGX) (Leme Engenharia LTDA et al., 2009).

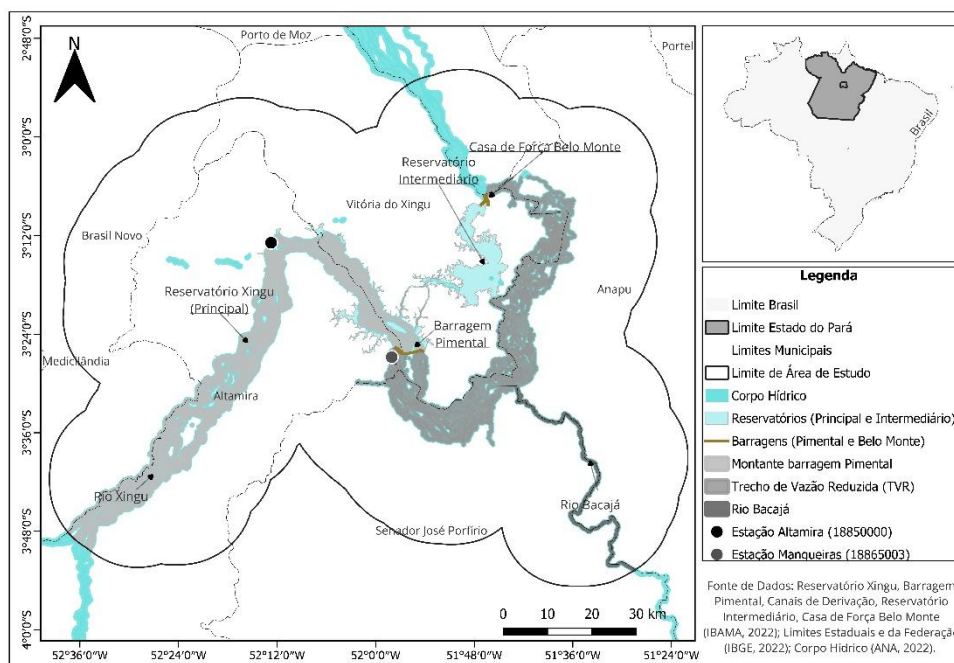


Figure 1. Área de Estudo. Fontes: Banco de Dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2022), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022) e Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2022).

Considerando a AID e a faixa adicional de 15 km, a extensão do rio Xingu analisada compreende: (1) a montante da barragem Pimental, o trecho correspondente ao Reservatório Xingu, incluindo uma extensão adicional de

aproximadamente 40 km além do limite do reservatório; (2) o TVR, localizado a jusante da barragem Pimental, que se estende até a restituição das vazões na Casa de Força Principal de Belo

Monte; e (3) o rio Bacajá, em um trecho de 80 km até sua foz no rio Xingu.

A área está situada entre os municípios de Altamira, Brasil Novo, Senador José Porfírio, Vitória do Xingu e Anapu. A região apresenta precipitação anual variando entre 2.200 e 2.800 mm com os meses de maior precipitação de dezembro a maio, enquanto os de menor precipitação concentram-se entre junho e novembro (Moraes et al., 2005).

Dados

Para execução deste trabalho foram utilizados os dados de Cobertura de Água, com resolução espacial de 30 metros, gerados pelo Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas, 2024a) referente à Coleção 3 de Água (MapBiomas, 2024b). Os dados foram obtidos por meio da plataforma do Google Earth Engine (GEE; Gorelick et al., 2016).

De acordo com o MapBiomas, Cobertura de Água refere-se às áreas representadas por corpos d'água, como rios, lagos, oceanos, represas, reservatórios, áreas de aquicultura e outros corpos d'água permanentes ou temporários, visíveis na superfície terrestre e detectados por meio de imagens de satélite durante determinado período. O dado de Cobertura de Água Anual é classificado com base na frequência de sua presença ao longo do ano: consideram-se permanentes os pixels classificados como água em mais de oito meses do ano, e intermitente ou temporário os pixels classificados como água por mais de seis meses e menos de oito meses do ano (MapBiomas, 2024b).

A análise das vazões fluviais foi realizada com base em dados das Estações Hidrometeorológicas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), utilizando o banco de dados de Utsunomiya et al. (2024b) para o período pós-barragem (2016–2021). Foram consideradas a Estação Altamira (código 18850000), localizada a montante da barragem Pimental e representativa do trecho Não Impactado pela redução de vazões, e a Estação Mangueiras (código 18865003), situada a jusante da barragem Pimental, no início do TVR, representativa do trecho Impactado. O ano de 2017 foi excluído da análise devido à disponibilidade de dados inferior a 80%.

Análise de Dados

A análise dos dados de Cobertura Anual de Água foi realizada considerando-se os grupos Montante, Jusante e Rio Bacajá, e três períodos distintos: (1) Antes da instalação da UHBM (1988 a 2010); (2) Durante a instalação da UHBM (2011 a 2015); e (3) Após a instalação da UHBM (2016 a 2021).

Os procedimentos estatísticos seguiram os seguintes passos:

1. Verificar a distribuição dos dados, considerando os três grupos nos três períodos, que atendeu aos pressupostos de homogeneidade de variâncias ($p\text{-value} > 0,05$; Levene, 1960) mas não atendeu aos pressupostos de normalidade ($p\text{-value} < 0,05$; Shapiro e Wilk, 1965) para execução de testes paramétricos.

2. Devido aos dados não apresentarem distribuição normal, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Kruskal e Wallis, 1952) para verificar se havia diferenças significativas entre os períodos (Antes, Durante e Após) nas diferentes localizações (Montante, TVR e rio Bacajá).

3. Teste de Dunn (Dunn, 1964) para identificar quais grupos (Antes, Durante e Após) são diferentes nas distintas localidades (Montante, Jusante e rio Bacajá).

As análises foram efetuadas em ambiente R versão 4.3.2 (R Core Team, 2024), utilizando as componentes de análise de regressão (Companion to Applied Regression - pacote 'Car'; Fox e Weisberg, 2019); o teste de Dunn de avaliação de dominância estocástica, que permite a comparação de múltiplos resultados pareados entre k grupos (pacote 'dunn.test'; Dinno, 2024); e as ferramentas operacionais de edição, visualização e automatização vinculadas ao sistema - os pacotes: 'tidyverse', Wickham et al. (2019); 'tidyr', Wickham et al. (2024); 'forcats', Wickham (2023); 'dplyr', Wickham et al. (2023); e 'ggplot2', Wickham (2016) foram os principais adotados.

Os dados de vazão fluvial (m^3/s) foram analisados por meio das médias mensais, calculadas com base nas séries de dados horários, agrupadas por mês ao longo dos cinco anos analisados. Para a análise desses dados, foram utilizadas técnicas de estatística descritiva, incluindo média, mediana, desvio padrão, valores mínimos e máximos, além do cálculo da diferença percentual da média de vazão (Equação 1):

$$\text{Diferença Percentual} = \frac{\text{Vazão Não Impactado (Estação Altamira)} - \text{Vazão Impactado (Estação Mangueiras)}}{\text{Vazão Não Impactado (Estação Altamira)}} \times 100 \quad (1)$$

A partir de levantamento bibliográfico realizado nas bases de dados do Portal de Periódicos da CAPES e da SciELO, os dados de vazão e de cobertura de água foram relacionados aos impactos já observados no meio biótico afetado pela UHBM, bem como a impactos semelhantes provocados por outros empreendimentos hidrelétricos. Para sintetizar esses impactos, foi aplicada a metodologia DPSIR (*Driving Forces, Pressures, State, Impact, Responses*), concebida pela Agência Europeia do Ambiente (EEA) em 1999. Essa metodologia organiza os indicadores em cinco categorias inter-relacionadas: forças motrizes (D), que representam os fatores socioeconômicos que impulsionam mudanças ambientais; pressões (P), que dizem respeito às ações exercidas pela sociedade sobre o meio ambiente; estado (S), referente às alterações observadas nas condições bióticas; impactos (I), que afetam diretamente as funções dos ecossistemas; e respostas (R), que englobam as iniciativas a serem adotadas pela sociedade e por órgãos governamentais para mitigar ou prevenir os efeitos negativos (EEA, 1999). Essa abordagem possibilita uma análise integrada das interações entre o funcionamento de hidrelétricas e o meio ambiente (Farias e Szlafsztein, 2022).

Resultados e discussão

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis indicaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre os períodos Antes, Durante e Após a instalação da UHBM (Tabela 01). Para a região considerada a Montante, as diferenças entre os períodos analisados foram significativas quando considerado o limiar de 5% ($p < 0,05$), mas não se mantêm significativas sob o critério muito mais rigoroso de 0,1% ($p < 0,001$). Esse resultado, pode indicar que as alterações ao longo do tempo foram menos pronunciadas nessa localidade.

Na região do TVR, o teste apresentou diferenças estatisticamente significativas, mesmo considerando o limiar mais estrito de 0,1% ($p < 0,001$), o que sugere mudanças consideráveis nas condições locais ao longo do período analisado, possivelmente associadas à instalação da UHBM. De forma semelhante, no trecho do rio Bacajá, também foram detectadas diferenças altamente significativas entre os períodos ($p < 0,001$), sugerindo que essa área foi impactada pelas alterações decorrentes da UHBM, apesar de ser um tributário do rio Xingu.

Tabela 1. Resultados do teste de Kruskal–Wallis aplicado à variável Cobertura de Água, comparando os períodos Antes, Durante e Após a instalação da UHBM, nas localidades Montante, TVR e Rio Bacajá.

Localidade	χ^2	df	p-value	Descrição
Montante	8.054	2	0,018	Diferenças significativas entre os períodos.
TVR	22.678	2	< 0,001	Diferenças significativas entre os períodos.
Rio Bacajá	18.072	2	< 0,001	Diferenças significativas entre os períodos.

O teste de Dunn indicou a direção das diferenças entre os períodos analisados (Tabela 2). Na localidade a Montante, observou-se diferença significativa na cobertura de água entre os períodos Antes e Durante ($Z = 2,485$; $p = 0,006$) e entre Durante e Após ($Z = 2,730$; $p = 0,003$). Ambos os valores positivos de Z sugerem que as medianas da área de cobertura de água diminuíram do período Antes para o Durante e aumentaram de Durante para Após, resultando em valores semelhança entre os períodos Antes e Após ($Z = -0,804$; $p = 0,210$), cuja diferença não foi estatisticamente significativa.

Essas alterações observadas na localidade a Montante parecem ter sido transitórias e concentradas no período de instalação da UHBM, podendo indicar que, após o término das obras, a área coberta por água retornou a valores semelhantes aos do período anterior à construção da barragem.

Como a análise foi realizada apenas ao longo do leito do rio Xingu, supõe-se que não foram identificadas diferenças significativas a montante, devido à formação do reservatório Xingu seguir o próprio curso do rio com o alagamento de áreas adjacentes.

Na região do TVR, foram identificadas diferenças significativas entre os períodos Antes e Durante ($Z = 2,340$; $p = 0,009$) e, com maior intensidade, entre Antes e Após ($Z = 4,553$; $p < 0,001$). Os valores positivos de Z indicam que as medianas do período Antes foram maiores que nos períodos Durante e Após, sugerindo uma redução na cobertura de água após a instalação da UHBM. O maior valor de Z entre Antes e Após expressa a magnitude da diferença desses períodos. A ausência de diferenças significativas entre Durante e Após ($Z = -1,252$; $p = 0,1051$), indicam que as mudanças ocorreram a partir do início das obras e se mantiveram após a instalação da UHBM.

Tabela 2. Resultados do teste de Dunn aplicado à variável Cobertura de Água nas localidades Montante, TVR e rio Bacajá, indicando a magnitude, direção e significância das mudanças entre os períodos Antes, Durante e Após a instalação da UHBM.

Localidade	Comparação	Z	p-valor ajustado	Descrição
Montante $\chi^2=8.054$	Antes - Durante	2,485	0,006	Diferença significativa
	Antes - Após	-0,804	0,210	Sem diferença significativa
	Após - Durante	2,730	0,003	Diferença significativa
TVR $\chi^2=22.678$	Antes - Durante	2,340	0,009	Diferença significativa
	Antes - Após	4,553	< 0,001	Diferença significativa
	Após - Durante	-1,252	0,1051	Sem diferença significativa
Rio Bacajá $\chi^2=18.072$	Antes - Durante	1,891	0,029	Diferença significativa
	Antes - Após	4,124	< 0,001	Diferença significativa
	Após - Durante	-1,332	0,091	Sem diferença significativa

No rio Bacajá, as diferenças também foram significativas entre os períodos Antes e Durante ($Z = 1,891$; $p = 0,029$) e entre Antes e Após ($Z = 4,124$; $p < 0,001$). Ambos apresentaram valores positivos de Z, indicando a redução nas áreas de cobertura de água ao longo do tempo. O valor mais elevado de Z entre Antes e Após expressa a maior magnitude da diferença entre esses períodos. A comparação entre os períodos Durante e Após não foi significativa, assim como observado no TVR. Esses resultados ressaltam que, mesmo sendo um tributário, o rio Bacajá foi significativamente impactado pelas modificações provocadas pela UHBM.

Embora o teste de Dunn não tenha indicado diferenças significativas entre os períodos Antes e Após a instalação da UHBM na localidade de Montante, os valores médios anuais das áreas de cobertura de água se tornaram maiores no período de operação da barragem em comparação com os outros períodos.

Destaca-se que não se descarta a hipótese de influência da resolução espacial nos dados utilizados para o mapeamento. Isso porque a área que expandiu em cada margem pode ser menor ou igual à resolução espacial (30 m), refletindo, assim, nos valores espacializados.

No período de instalação, as áreas de cobertura de água a Montante apresentaram médias e medianas menores (396,79 km² e 396,20 km², respectivamente) em comparação com os períodos Antes (415,34 km² e 415,16 km², respectivamente) e Após (435,87 km² e 421,75 km², respectivamente) (Figura 2). Esse resultado está associado à construção da barragem Pimental, destinada à formação do reservatório intermediário (Canais), criado por meio dos canais de derivação, e do reservatório principal (Xingu), formado no rio Xingu, a montante da própria barragem.

Além disso, os valores mínimos e máximos foram menores Durante a instalação (383,68 km² e 416,24 km², respectivamente), quando comparado com o período Antes (395,54 km² e 432,83 km²) e Após (406,15 km² e 499,97 km²). O período Após apresentou os maiores valores devido ao enchimento do reservatório intermediário. A presença de valores extremos (máximos e mínimos) pode sugerir que o reservatório provocou alagamentos mais amplos e com variações entre os anos.

No TVR, a área de cobertura de água apresentou uma redução entre os períodos (Figura 3). Antes da instalação da barragem, os valores das médias e medianas eram mais elevados (281,59 km² e 282,09 km², respectivamente), que diminuíram no período Durante (261,19 km² e 268,13 km², respectivamente), alcançando os menores valores no período Após (224,81 km² e 221,65 km², respectivamente), evidenciando as mudanças provocadas pela UHBM.

Ademais, os valores máximos e mínimos também diminuíram ao longo do período: o valor máximo foi de 299,76 km² (Antes) para 271,47 km² (Durante) e, posteriormente, para 251,32 km² (Após). Por outro lado, o valor mínimo foi de 235,23 km² Antes da instalação, 245,39 km² Durante, e 211,03 km² Após a instalação.

Nas localidades do rio Bacajá (Figura 4), as áreas de cobertura de água apresentaram comportamento semelhante ao observado no TVR. Os valores médios e medianos diminuíram progressivamente entre os períodos Antes (14,21 km² e 14,36 km², respectivamente), Durante (13,86 km² e 13,96 km², respectivamente) e Após (12,75 km² e 13,11 km², respectivamente).

Os valores mínimos apresentaram comportamentos distintos: o menor valor foi registrado no período Após (11,20 km²), seguido por Antes (11,33 km²) e, por fim, Durante (13,36

km²). Já os valores máximos diminuíram de forma contínua entre os períodos, sendo mais elevado Antes (15,05 km²), reduzindo-se Durante (14,19 km²) e atingindo o menor valor Após (13,78 km²).

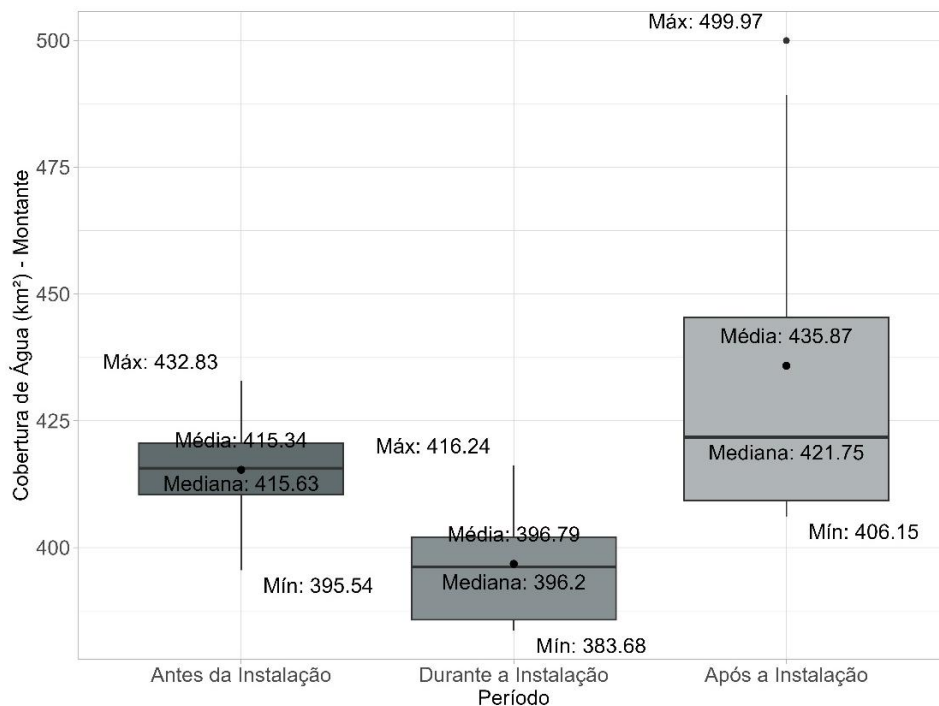


Figura 2. Boxplot das áreas de Cobertura de Água (km²) na localidade Montante, nos três períodos analisados.

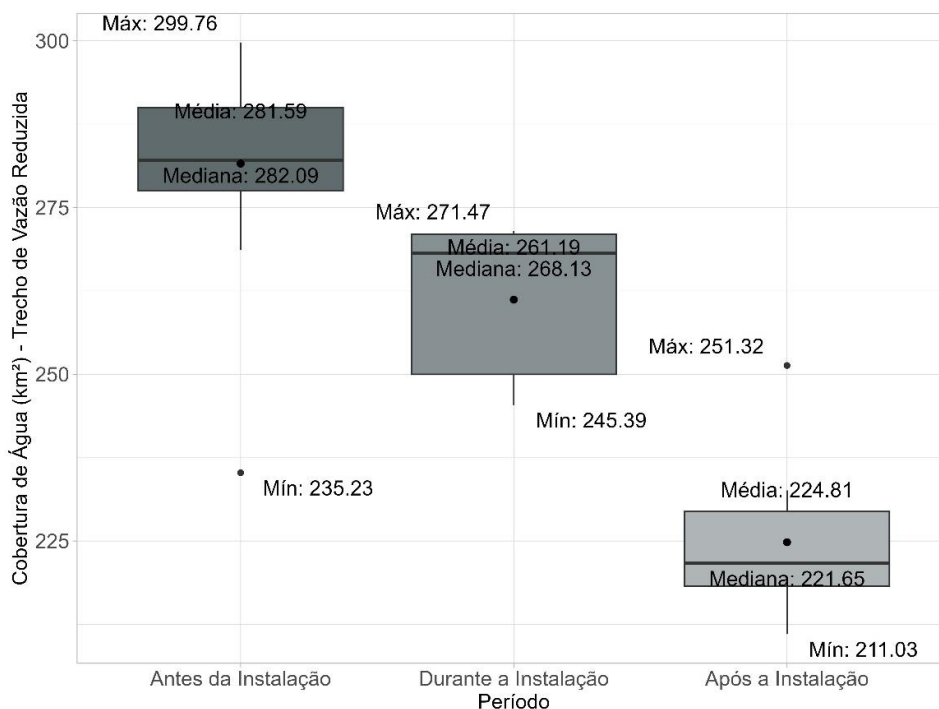


Figura 3. Boxplot das áreas de Cobertura de Água (km²) na localidade TVR, nos três períodos analisados.

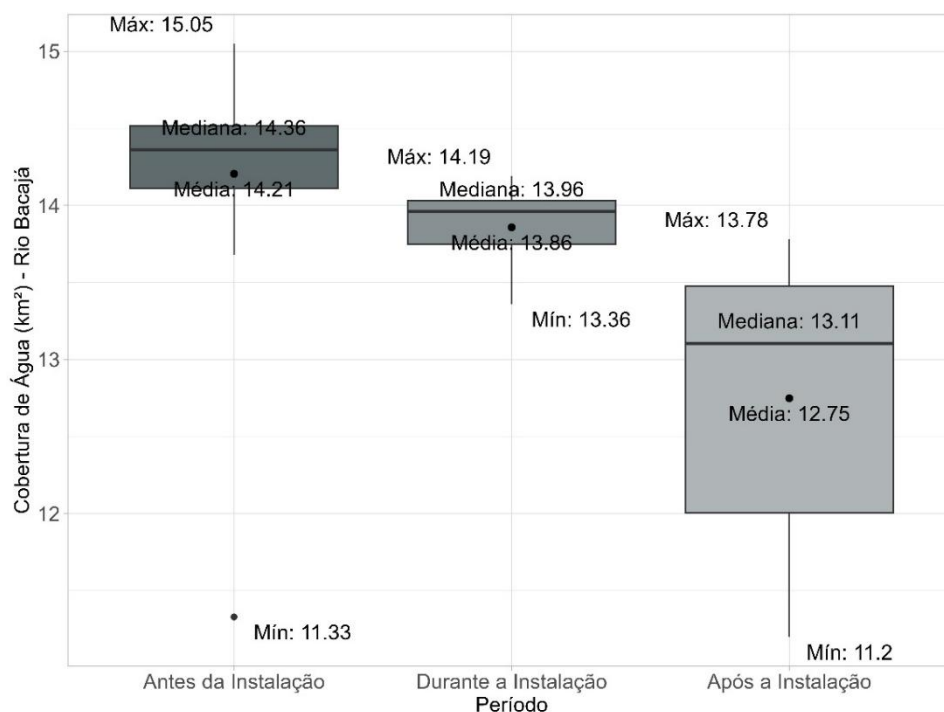


Figura 4. Boxplot das áreas de Cobertura de Água (km²) na localidade rio Bacajá, nos três períodos analisados.

Esses resultados indicam que a instalação da barragem teve um impacto direto na redução da cobertura de água tanto no rio Bacajá quanto no TVR, em decorrência da menor disponibilidade hídrica associada à diminuição da vazão.

Ocorreram mudanças na cobertura de água a jusante (TVR), no rio Bacajá e a Montante da barragem, durante os três períodos analisados (Figura 5). O desvio do fluxo natural do rio Xingu pela barragem Pimental, para a formação dos reservatórios Xingu e Intermediário, resultou no alagamento de áreas a montante da barragem. Além disso, levou à criação de um TVR na VGX, a jusante da barragem, o qual passou a receber vazões inferiores à vazão natural histórica, conforme estabelecidos pelos hidrogramas

aprovados pelos órgãos licenciadores (ANA, 2011; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis [IBAMA], 2019).

A Figura 5 ilustra a cobertura de água nas três localidades estudadas. Na área a montante da barragem de Pimental, onde foi criado o reservatório Xingu, observa-se um aumento da cobertura de água (em azul) após a instalação do empreendimento. Por outro lado, no TVR e no rio Bacajá, nota-se que áreas anteriormente alagadas nos períodos Antes (em amarelo) e Durante (em vermelho) deixaram de ser cobertas por água após a instalação do empreendimento.

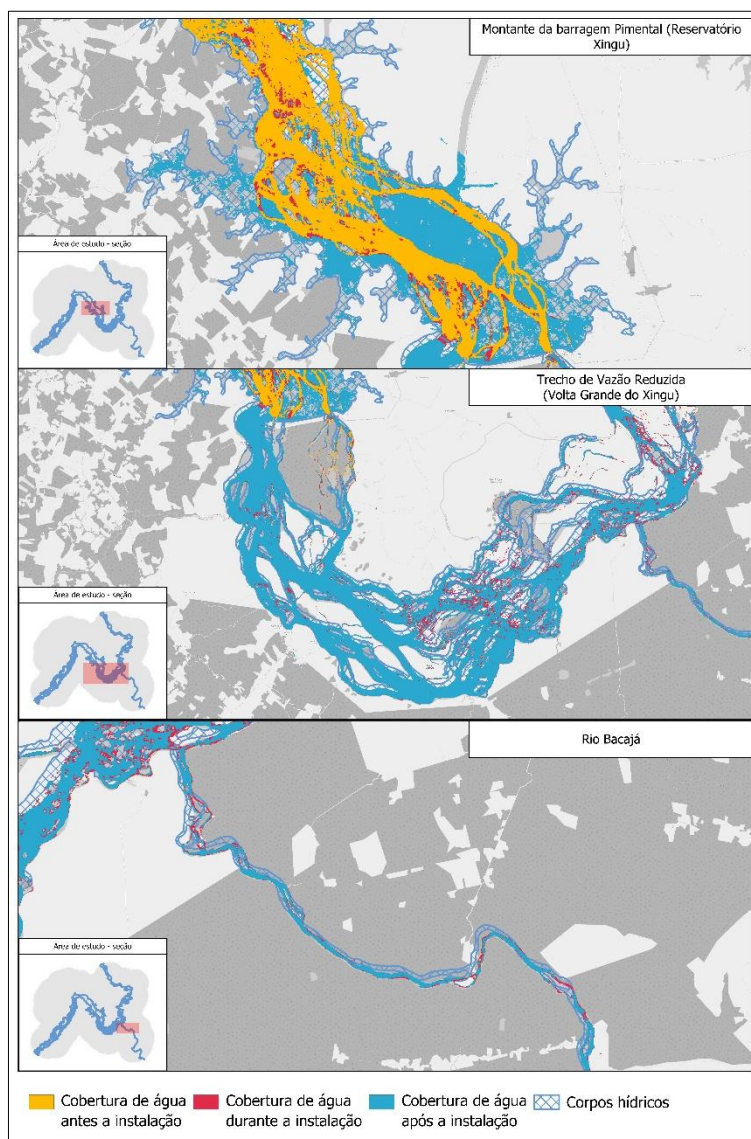


Figura 5. Cobertura de água nos períodos de antes da barragem, durante a instalação e após a instalação da UHBM.

A Figura 6 apresenta a série histórica da cobertura de água nas localidades estudadas. Observa-se uma redução nas áreas cobertas por água a partir do período Durante nas localidades do Rio Bacajá e da TVR. Em contrapartida, na localidade de Montante, verifica-se uma diminuição na cobertura de água nesse mesmo período.

No ano de 2015, marcado pela finalização das obras e início do enchimento dos reservatórios, observou-se uma redução na cobertura de água. Esse período coincidiu com o evento de El Niño (National Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA], 2025), o que possivelmente intensificou a seca na região, devido à cumulatividade dos impactos do empreendimento e das mudanças climáticas. Por outro lado, em 2017 e 2021, já após a instalação do

empreendimento, registraram-se eventos de La Niña, que favoreceram o aumento da cobertura de água em função da maior precipitação na Amazônia (Coutinho et al., 2018; NOAA, 2025).

Consequentemente, a diminuição das áreas de cobertura de água reflete a redução das áreas de inundação, influenciada pela diminuição dos picos de cheias no TVR, afetando as florestas sazonalmente inundadas, como os igapós (Utsunomiya et al., 2024a). Sem essas áreas, a dispersão de sementes de espécies típicas de igapó, realizada pela água e por peixes, que também se alimentam delas, é interrompida. Isso favorece a competição com espécies de terra firme, provocando o declínio das espécies de igapó (Quaresma et al., 2025). Da mesma forma, a vegetação localizada nos pedrais (sarobais; Ferreira et al., 2018), que também fica

periodicamente submersa, tem seu ciclo interrompido pela redução do nível do rio Xingu (Utsunomiya et al., 2024a).

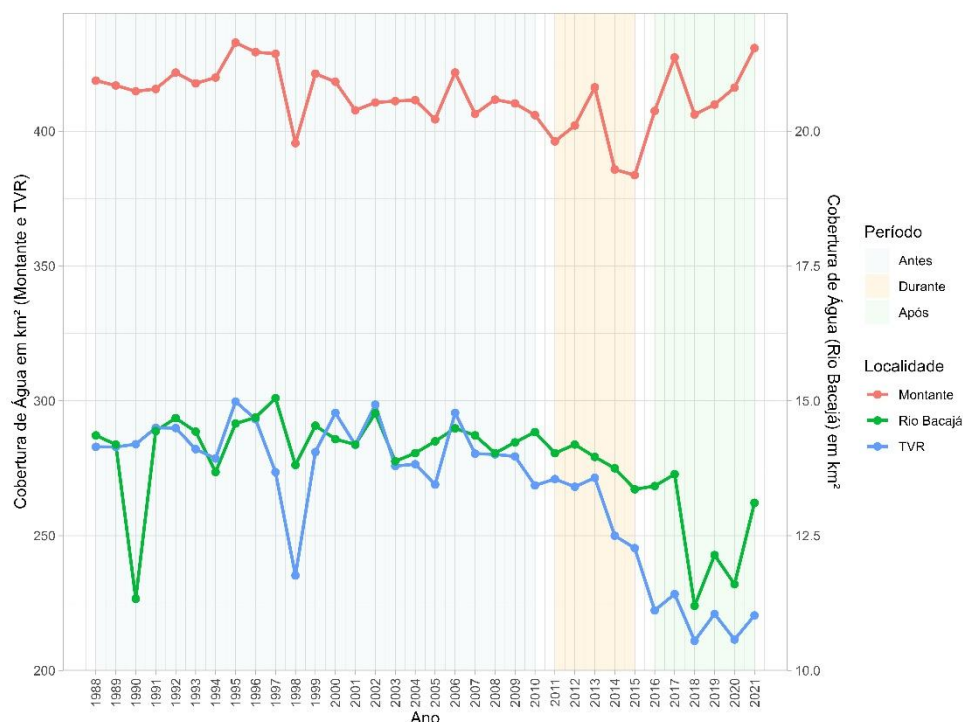


Figura 6. Série histórica da cobertura de água nas localidades Montante, Trecho de Vazão Reduzida e Rio Bacajá, nos períodos antes, durante e após a instalação da UHBM.

Impacto semelhante tem sido observado na Hidrelétrica de Balbina. Após 35 anos de operação, foi observada a mortalidade de cerca de 12% das espécies de florestas de igapó ao longo de um trecho de 125 km a jusante da barragem, como *Eschweilera tenuifolia* e *Macrolobium acaciifolium*, em decorrência do alagamento permanente de áreas com baixa elevação topográfica (Schöngart et al., 2021). Em contrapartida, de acordo com os autores, a ausência de inundações adequadas em igapós localizados em áreas de maior elevação interfere na dispersão zoocórica e hidrocorórica e favorece a ocupação dessas áreas por espécies secundárias de terra firme, que não dependem da inundação para sua sobrevivência.

A interrupção dos ciclos reprodutivos das espécies de igapó e sarobais compromete o acesso da fauna aquática à vasta oferta alimentar anteriormente disponível, uma vez que frutos que antes caíam na água passaram a cair sobre o solo seco (IBAMA, 2019). Alterações no pulso de inundação reduzem a contribuição de matéria orgânica alóctone (frutos, sementes e detritos vegetais) e aumentam a dependência por fontes autóctones (produção primária aquática e cadeias

tróficas associadas), conforme Andrade et al. (2023).

Essa escassez alimentar afeta diretamente o desenvolvimento reprodutivo das espécies aquáticas, pois o tamanho e a quantidade de ovos estão relacionados às reservas energéticas das fêmeas, que dependem de alimentação adequada (Pezzuti et al., 2018). Os autores evidenciam que, em 2016, início da operação da UHBM, espécies de quelônios, como o tracajá (*Podocnemis unifilis*), e peixes não conseguiram desenvolver seus ovos para a piracema, e curimatás (*Prochilodus nigricans*), por exemplo, foram capturados com ovas secas.

Além do que, de acordo com Assunção et al. (2024), áreas anteriormente inundadas, para as quais ocorria a migração de peixes com fins de desova e desenvolvimento de alevinos, ou seja, áreas de piracema, deixaram de existir. Os autores observaram que, em 2022 e 2023, o nível de água necessário para a desova não foi atingido devido à vazão insuficiente liberada para o TVR. Soma-se a isso, a inadequação temporal dessa vazão, que impediu a inundação de áreas essenciais à reprodução das espécies (Assunção et al., 2024; Zuanon et al., 2019), o que destaca a importância

da manutenção da conectividade aquática por meio do pulso natural de inundação para o funcionamento e a integridade de ecossistemas (Seabra et al., 2024).

Esse impacto afeta, consequentemente, a alimentação de comunidades locais que dependem do rio e dos ecossistemas circundantes para sua subsistência, como é o caso das famílias da Terra Indígena (TI) Paquiçamba, no TVR, que dependem diretamente do rio. Foi constatada, por exemplo, uma diminuição no consumo de peixes por essas comunidades, o que levou ao aumento do consumo de produtos industrializados oriundos da cidade (Pezzuti et al., 2018). Segundo os autores, entre dezembro de 2015 e janeiro de 2016, exemplares de Pacu (*Piaractus mesopotamicus*) foram pescados magros e doentes pelo povo Juruna (Yudjá), habitante da TI Paquiçamba, deixando de ser consumidos em razão do receio da comunidade quanto a possíveis riscos à saúde, o que levou à queda no consumo de peixes no período (Lopes et al., 2023).

No entanto, os impactos não se limitam ao rio Xingu, estendendo-se também aos seus tributários, como o rio Bacajá, cuja conectividade hidrológica com o Xingu foi interrompida após a instalação da hidrelétrica (Zuanon et al., 2019). Após a instalação da UHBM, esse tributário apresentou diferenças significativas na cobertura de água (Tabela 2 e Figura 4). Nele está localizada a TI Arara da Volta Grande do Xingu, cujos meios de subsistência e conexões bioculturais com o ambiente aquático foram afetados pelo rebaixamento do nível d'água (Utsunomiya et al., 2024a).

O rio Bacajá é uma fonte de peixes, animais de caça, produtos florestais e plantas medicinais, além de ser uma fonte primária e confiável de renda, principalmente pela pesca comercial (Utsunomiya et al., 2024a). Contudo, essa situação mudou após a instalação da UHBM, evidenciada pelas alterações nas embarcações, que passaram de rabeta (adaptadas com motores de popa) para canoas a remo, devido à diminuição da vazão em VGX. Da mesma forma, a linha e o anzol, muito utilizados antes do barramento, foram substituídos por redes de emalhar (Assunção et al., 2024).

Ademais, a captura de espécies diminuiu consideravelmente, conforme levantamento de dados de Juruna et al. (2024): a pescada (*Plagioscion* spp.), cuja média de captura era de 100 kg no período pré-barramento, atingiu uma média máxima de apenas 1,66 kg no período pós-barramento; já o curimatá (*Prochilodus nigricans*)

teve sua média de captura reduzida de 68 kg para 5,4 kg após a operação da UHBM. A redução dos estoques pesqueiros tornou a comercialização de pescado quase extinta em VGX (Juruna et al., 2024), além de representar uma ameaça à segurança e à soberania alimentar das famílias (Juruna et al., 2025; Pezzuti et al., 2024), diante da maior dependência de espécies menos desejadas, com possíveis repercussões econômicas e culturais para as comunidades ribeirinhas (Napole et al., 2025).

Esse mesmo padrão vem sendo observado nos portos de Humaitá (situado a jusante das barragens) e Guajará-Mirim (localizado a montante), após a construção das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio, no rio Madeira. De acordo com Souza et al. (2025), verificou-se uma redução de 60,76% e 41,49% na produção pesqueira nos portos de Guajará-Mirim e Humaitá, respectivamente. Entretanto, o impacto mais expressivo ocorreu sobre as espécies migratórias regionais, que apresentaram quedas de 85,5% em Guajará-Mirim e 51,7% em Humaitá, evidenciando alterações significativas na estrutura das comunidades de peixes.

Todas essas consequências são resultantes das mudanças do ciclo hidrodinâmico do rio. As alterações nas áreas de inundação a jusante da barragem e no rio Bacajá são reflexo das variações nas vazões liberadas para o TVR (Assunção et al., 2024; Utsunomiya et al., 2024a). A Figura 7a apresenta a distribuição mensal das vazões médias ao longo do ciclo anual, no período chuvoso (dezembro a maio; Figura 7b) e menos chuvoso (junho a novembro; Figura 7c), nos trechos Não Impactado (montante da barragem Pimental) e Impactado (jusante da barragem Pimental).

No período chuvoso (dezembro a maio), observa-se um aumento das vazões no trecho Impactado a partir de fevereiro, aproximadamente dois meses após o início da estação de enchente. Esse aumento alcança o pico em abril, devido à liberação controlada de água realizada pela concessionária. Isso evidencia que as vazões previstas no Hidrograma de Consenso (ANA, 2011) - com mínimo de 700 m³/s em outubro e variando entre 4.000 e 8.000 m³/s em abril (correspondentes aos hidrogramas A e B, respectivamente) - não são suficientes para gerar picos de cheia com duração adequada, uma vez que há atraso na elevação das vazões.

Conforme estudos de modelagem hidrodinâmica realizados pela Norte Energia (2020), as vazões do hidrograma de consenso não são suficientes para inundar habitats fundamentais

à ecologia alimentar de espécies de peixes e quelônios (Zuanon et al., 2019), que necessitam de uma vazão superior a 18.000 m³/s para esse fim. Essa limitação compromete a sincronização dos ciclos biológicos dos peixes e de outras espécies da fauna e flora aquáticas com o novo regime hidrodinâmico, que apresenta intervalos curtos de inundação (Pezzuti et al., 2018).

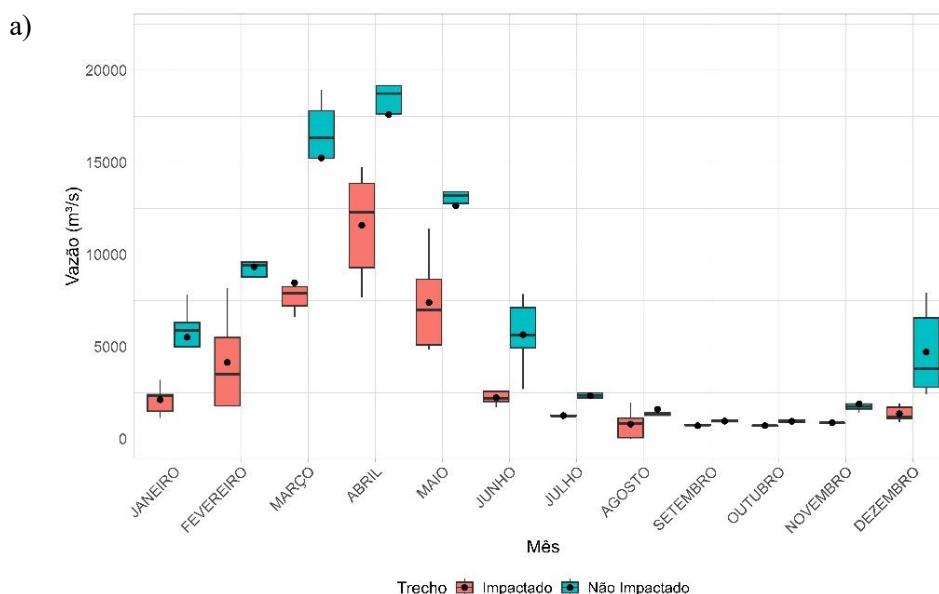
De acordo com Assunção et al. (2024), a descarga de água liberada para o TVR tem provocado um atraso na inundação das áreas de piracema, variando entre dois e quatro meses. Antes da construção da barragem, os peixes conseguiam acessar essas áreas em dezembro. Relatos de comunidades locais indicam que, anteriormente, a inundação das florestas aluviais ocorria de janeiro a maio (IBAMA, 2019; Juruna et al., 2024). Atualmente, no entanto, o nível de água necessário para esse processo só é atingido entre fevereiro e abril, e não dura o tempo suficiente para a reprodução dos peixes (Assunção et al., 2024).

Devido ao atraso nas inundações, os frutos das árvores sazonalmente inundadas caem antes do início da subida das águas, em solo seco, o que impede sua dispersão e reduz a alimentação da fauna aquática (Juruna et al., 2024). Esse fenômeno ocorre devido à sincronia entre o ciclo fenológico das florestas aluviais e do sarobal com o pulso de inundação (Pezzuti et al., 2018). Consequentemente, a falta de alimentos, juntamente com a diminuição das áreas disponíveis

para a desova (IBAMA, 2019), reduz a produtividade da ictiofauna (Assunção et al., 2024).

Segundo Freitas et al. (2022) e Santos et al. (2025), o pulso de inundação é fundamental para a manutenção dos recursos alimentares das espécies aquáticas, como *Tocantinsia piresi*, que apresenta hábito alimentar predominantemente frugívoro, e espécies da família Serrasalminidae, de hábito herbívoro, ambas fortemente dependentes de recursos alóctones. Segundo os autores, a UHBM provocou alterações no regime hidrológico do rio Xingu, interferindo na ecologia alimentar dessas espécies e ameaçando seu papel ecológico como dispersoras de sementes.

Enquanto, na estação chuvosa, os períodos de inundação tornaram-se mais curtos, na estação seca as condições de estiagem se intensificaram, com reduções de vazão mais acentuadas e prolongadas, que podem perdurar por quase oito meses ao ano (Assunção et al., 2024). Durante o período menos chuvoso (junho a outubro), ocorrem as menores vazões no trecho Não Impactado, enquanto, no trecho Impactado, as menores vazões se estendem de julho a fevereiro (Figuras 7b e 7c). Diante disso, as vazões não possibilitam a manutenção da inundação por um período prolongado (cinco meses), o que compromete a manutenção do ecossistema local (IBAMA, 2019).



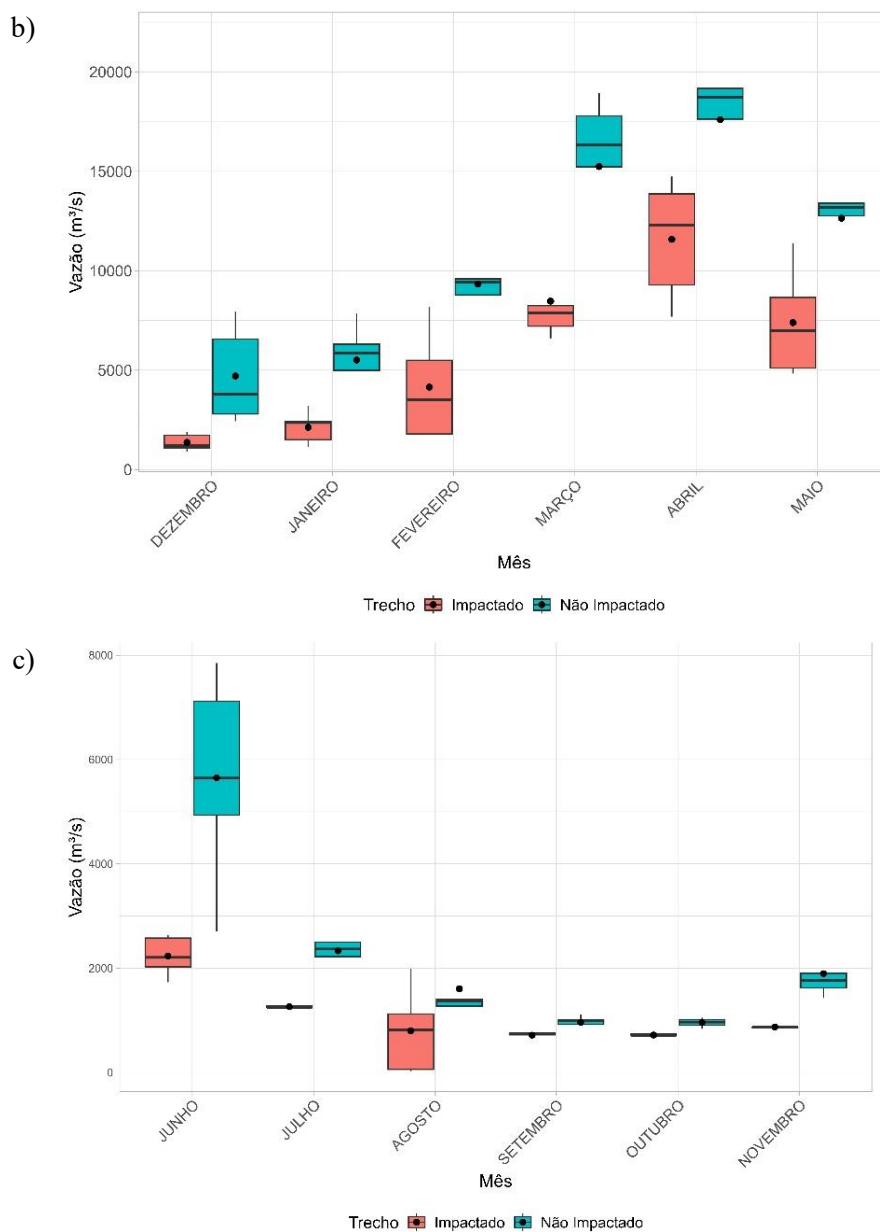


Figura 7. Boxplot da vazão média (m³/s) a) em todo o período sazonal; b) no período mais chuvoso; e c) no período menos chuvoso, nos trechos Impactado e Não Impactado.

A intensificação do período seco, decorrente da operação de barragens, impacta negativamente a taxa de crescimento de peixes (Pereira et al., 2024). Os autores observaram que *Pseudoplatystoma fasciatum* apresentou crescimento reduzido durante períodos de seca extrema, possivelmente em razão de limitações ambientais que afetam suas condições fisiológicas, como o aumento da temperatura da água e a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido.

Além da diminuição das vazões, observou-se que o trecho Impactado apresentou maiores amplitudes de variação durante o período chuvoso

e menores variações no período seco, em contraste com o trecho Não Impactado. Essa diferença evidencia a artificialização do regime hidrológico no TVR, visto que o trecho Não Impactado mantém padrões de variação mais compatíveis com a sazonalidade da bacia entre os períodos de maior e menor precipitação.

Essa elevada variabilidade das vazões evidencia alterações no fluxo natural do rio. De acordo com Keppeler et al. (2023), Utsunomiya et al. (2024a) e Zuanon et al. (2019), o regime hidrológico em VGX sofreu modificações no pulso anual de inundação (magnitude dos picos de águas

altas, tempo e duração) para atender às demandas semanais e mensais estabelecidas pela operadora de energia, ocasionando em fluxos irregulares (reversões, taxas de subida e descida e eventos alimentares rápidos), com impactos significativos sobre a fauna e sobre o modo de vida de ribeirinhos e povos indígenas.

Grandes variações horárias e diárias nas vazões ocorrem, na maioria das vezes, de forma repentina (Souza-Cruz-Buenaga et al., 2019). De acordo com os autores, essas mudanças abruptas provocam o deslocamento de ovos e alevinos para áreas mais elevadas a jusante da barragem; com a posterior redução das vazões, acabam presos na vegetação marginal, onde podem morrer ao serem expostos à intensa radiação solar.

Além disso, observa-se que o trecho Impactado apresenta redução nas vazões em todos os meses (Figura 7a), em comparação com o trecho

Não Impactado. A partir da Tabela 3, é possível identificar uma acentuada diminuição das vazões médias entre os períodos sazonais, sendo que as maiores diferenças entre os trechos Impactado e Não Impactado ocorrem no fim do período seco e durante o período de enchente - nos meses de novembro (54,03%), dezembro (70,96%), janeiro (61,50%) e fevereiro (55,57%) - e no período de vazante - junho (60,48%), julho (45,97%) e agosto (50,23%).

De acordo com Pezzuti et al. (2022) e Zuanon et al. (2019), ao se comparar a média histórica de vazões com o Hidrograma de Consenso (ANA, 2011), o déficit pode chegar a 88,3%, evidenciando um ritmo de enchente e vazante inconstante e imprevisível (Tabela 3).

Tabela 3. Diferença percentual entre as médias das vazões do ponto Impactado e Não Impactado.

Período	Mês	Impactado (m ³ /s)	Não Impactado (m ³ /s)	Diferença Percentual (%)
Enchente	Janeiro	2122,09	5511,85	61,50
Enchente	Fevereiro	4146,35	9332,08	55,57
Cheia	Março	8470,87	15242,51	44,43
Cheia	Abril	11579,64	17601,87	34,21
Cheia	Maio	7393,37	12643,83	41,53
Vazante	Junho	2232,85	5649,98	60,48
Vazante	Julho	1259,52	2331,03	45,97
Vazante	Agosto	798,23	1603,89	50,23
Seca	Setembro	714,15	958,80	25,52
Seca	Outubro	716,25	953,78	24,90
Seca	Novembro	870,51	1893,54	54,03
Enchente	Dezembro	1366,07	4704,73	70,96

As médias dos cinco anos dos trechos Impactado e Não Impactado mostram que as maiores diferenças percentuais ocorreram nos anos de 2020 e 2021 (Tabela 4). Entre 2016 e 2018, as vazões liberadas ao TVR não atingiram o piso do hidrograma mais conservador (ANA, 2011; IBAMA, 2019). Em 2020, as vazões aplicadas foram baseadas nas médias mensais de 2016 a 2018, que constituíram o denominado Hidrograma Provisório (IBAMA, 2019). Esse hidrograma foi interrompido entre fevereiro e junho de 2021 (MPF, 2022).

Esses dados ressaltam que, mesmo sem o cumprimento das vazões previstas nos hidrogramas propostos (ANA, 2011), os impactos já estão

ocorrendo (Juruna et al., 2024; Quaresma et al., 2025; Zuanon et al., 2019). As diferenças entre as vazões naturais dos trechos chegaram a 86,21% em dezembro de 2021. Esses valores servem de alerta, pois, caso o 'Hidrograma de Consenso' seja implantado completamente, os impactos poderão tornar-se irreversíveis.

Nesse contexto, é importante ressaltar que as modificações na composição da fauna e da flora tiveram início cerca de dois anos após o começo da operação da UHBM (Quaresma et al., 2025). No entanto, os impactos podem persistir por décadas, como observado na Hidrelétrica de Balbina, onde as perturbações nas planícies de inundação a jusante da barragem e a assincronia entre o regime

hidrológico e os ciclos da fauna e da flora têm provocado a mortalidade da vegetação e, consequentemente, comprometido a continuidade

dos serviços ecossistêmicos (Schöngart et al., 2021).

Tabela 4. Diferença percentual anual entre as médias das vazões do ponto Impactado e Não Impactado.

Mês	Diferença Percentual (%) entre o trecho Impactado e Não Impactado				
	2016	2018	2019	2020	2021
Janeiro	41,15	45,41	69,27	61,79	52,70
Fevereiro	14,05	34,48	81,52	81,19	60,06
Março	9,10	23,96	48,24	55,69	56,46
Abril	11,63	27,68	34,29	43,94	56,38
Maio	16,28	32,17	47,93	60,73	63,38
Junho	35,96	60,92	63,83	67,20	58,94
Julho	18,70	45,75	57,72	58,96	43,92
Agosto	7,82	41,78	39,20	30,33	27,86
Setembro	21,81	38,31	24,91	23,79	18,67
Outubro	32,28	Sem dados	29,41	11,48	20,09
Novembro	46,94	54,59	50,85	39,70	67,38
Dezembro	54,65	71,34	67,25	62,29	86,21

A operação de grandes barragens existentes na bacia do Amazonas, especialmente nas sub-bacias dos rios Tocantins, Madeira, Tapajós e Xingu, tem acarretado alterações significativas nos fluxos de vazão e no pulso de inundação, com redução das vazões de pico e aumento das vazões mínimas. Esse cenário reforça os efeitos da expansão hidrelétrica nos rios amazônicos e evidencia a necessidade de um planejamento energético que considere os impactos cumulativos (Chaudhari e Pokhrel, 2022).

Desse modo, os impactos decorrentes da UHBM podem interagir ou se acumular com outros impactos de longo prazo, como aqueles relacionados às mudanças climáticas, que vêm intensificando a ocorrência de eventos extremos, como secas e inundações. Somam-se a esses fatores as alterações no uso e cobertura da terra no entorno da UHBM (Cavalcante et al., 2024), que, ao interagirem com as modificações no regime de vazões causadas pelo empreendimento, contribuem para processos de desconexão entre corpos hídricos, aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas e dessincronia entre os ciclos hidrológicos e a fenologia das espécies.

Diante desse cenário, a partir do Quadro 1, aplicou-se o método DPSIR - Força motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (Driving force-Pressure-State-Impact-Response) com o objetivo de sintetizar os impactos no meio biótico

relacionados às modificações na cobertura de água e nas vazões proporcionadas por empreendimentos hidrelétricos, como da UHBM. A implantação do Complexo da UHBM, orientada por uma política energética nacional centrada em grandes empreendimentos hidrelétricos, resultou na artificialização do regime hidrológico do rio Xingu, por meio da construção de barragens e da criação de um TVR. Essas intervenções têm provocado mudanças nas áreas de inundação, no ciclo hidrodinâmico natural e na sincronia ecológica entre espécies da fauna e da flora e o pulso do rio.

Essas alterações vêm impactando negativamente os ciclos reprodutivos de espécies da flora aquática, além de reduzir a disponibilidade alimentar para a fauna aquática e para as comunidades locais. Como resposta, têm sido realizadas adequações das vazões ecológicas, a revisão do hidrograma e a promoção de monitoramento independente de comunidades locais. Entre as propostas de resposta, destacam-se a promoção de monitoramento ambiental contínuo realizado pela concessionária em conjunto com as comunidades locais, a revisão das vazões operacionais, a criação de áreas protegidas e a implementação de iniciativas de restauração ecológica.

Quadro 1. Avaliação segundo a sistemática do DPSIR - Força motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (Driving force-Pressure-State-Impact-Response), aplicado aos impactos sobre o meio biótico das alterações do comportamento hidrodinâmico do rio Xingu, relativo à variação de nível e alteração do comportamento das vazões.

(continua)

Força Motriz (D)	Pressão (P)	Estado (S)	Impacto (I)	Resposta (R)
Demanda por geração de energia elétrica (hidrelétrica)	Implantação do Complexo da UHBM; Desvio do curso natural do rio Xingu pela Barragem Pimental.	Redução da área de cobertura de água; Redução das áreas de inundação; Alteração da regularidade das inundações sazonais.	Interrupção dos ciclos reprodutivos de peixes, quelônios e vegetação aluvial (igapó e sarobais); Perda de habitat; Declínio de espécies endêmicas.	Implantação de monitoramento ambiental contínuo; Revisão dos hidrogramas para respeitar o ciclo hidrodinâmico natural do rio; Ações de mitigação pela concessionária responsável.
Política energética nacional baseada em grandes empreendimentos hidrelétricos	Artificialização do regime de vazões para atender à demanda energética; Formação do TVR (Trecho de Vazão Reduzida).	Redução da vazão no TVR e nos tributários (ex.: rio Bacajá); Dessincronização entre o regime hidrodinâmico do rio e os ciclos biológicos e fenológicos da fauna e flora aquática; Seca de áreas sazonalmente alagadas; Alterações fenológicas da flora aluvial.	Interferência na dispersão zoocórica e hidrocorórica da vegetação aluvial; Redução na disponibilidade de alimentos para a fauna aquática; Diminuição da alimentação das comunidades locais; Declínio da fauna e flora; Substituição de espécies típicas de igapó por espécies de terra firme; Diminuição de recarga do lençol freático.	Estudos técnicos para adequação de vazões mínimas ecológicas; Envolvimento das comunidades em programas de monitoramento participativo; Criação de áreas protegidas; Programas de restauração ecológica; Reflorestamento com espécies nativas.

(conclusão)

Força Motriz (D)	Pressão (P)	Estado (S)	Impacto (I)	Resposta (R)
Necessidade de atender à demanda nacional de consumo elétrico	Regulação das vazões conforme a demanda de geração (uso não ecológico do hidrograma de consenso); Liberação controlada e não sincronizada de água ao longo do ano.	Variações horárias, diárias e semanais nas vazões; Diminuição da regularidade dos pulsos de inundação; Prolongamento do período seco; Amplitude e duração das cheias alteradas; Atraso na inundação de áreas de igapó e sarobais.	Mortandade de ovos e alevinos; Redução das áreas de piracema; Atraso ou ausência de inundação em áreas para reprodução; Comprometimento dos meios de subsistência e das conexões bioculturais das comunidades locais; Cumulatividade dos impactos da UHBM e dos criados pelas mudanças climáticas.	Reavaliação dos critérios de operação da UHBM; Incorporação de dados ecológicos na definição dos hidrogramas; Implementação de políticas de subsistência alternativas para as comunidades afetadas.

Conclusões

O estudo evidenciou que a UHBM provocou alterações significativas nas áreas de cobertura de água e no regime de vazões do rio Xingu, especialmente no TVR e no rio Bacajá. As análises demonstraram que, após a instalação da usina, houve redução das áreas de cobertura de água e das vazões médias, modificações nos períodos de inundação e comprometimento da intensidade das cheias, resultando na ampliação do período de seca do rio Xingu. Essas alterações comprometem os ciclos naturais de inundação (nível, tempo, duração e fluxos), fundamentais para a reprodução da fauna aquática e a manutenção dos igapós e sarobais.

As alterações nos fluxos do rio Xingu têm causado diversos impactos na biodiversidade e nas comunidades tradicionais, como nas famílias das Terras Indígenas Paquicamba e Arara da Volta Grande do Xingu, que dependem dos recursos do rio para subsistência, segurança e soberania alimentar. Além disso, a dessincronia entre os ciclos hidrológicos e a fenologia da flora aluvial e de espécies aquáticas vem interrompendo os ciclos

reprodutivos locais, sinalizando a perda de serviços ecossistêmicos, processo já observado ao longo de 35 anos no ecossistema afetado pela Hidrelétrica de Balbina.

Essas mudanças nos ciclos naturais de inundação, somadas às transformações na dinâmica da paisagem e aos efeitos das mudanças climáticas, geram impactos que se acumulam e interagem ao longo do tempo, intensificando a deterioração dos ecossistemas locais. As populações que dependem da integridade do ecossistema aquático para sua subsistência estão entre as mais vulneráveis aos impactos provocados pela UHBM.

A partir da aplicação da metodologia DPSIR, foi possível organizar e sintetizar os principais impactos da UHBM no meio biótico, evidenciando as relações causais entre as forças motrizes, como a demanda por energia elétrica, e os efeitos observados na fauna, flora e nas comunidades tradicionais da região. A estrutura permitiu compreender como as pressões exercidas pelo empreendimento alteram o estado ecológico do rio Xingu, resultando em impactos significativos na flora, na fauna e nos serviços ecossistêmicos, como os de provisão e os culturais.

Ao mesmo tempo, o modelo aponta as respostas institucionais e sociais em curso, voltadas à mitigação desses impactos.

Conclui-se, portanto, que os impactos da UHBM ultrapassam os limites estruturais do empreendimento, afetando o fluxo fluvial natural, a integridade dos ecossistemas e os modos de vida das populações locais. Diante disso, recomenda-se a revisão dos hidrogramas atualmente vigentes pelo órgão ambiental licenciador, bem como a implantação de monitoramentos contínuos, representativos e adaptativos às especificidades da região. Estudos futuros poderão aprofundar análises integradas dos efeitos das mudanças climáticas, das alterações no uso e cobertura da terra e das mudanças nos fluxos hidrológicos provocadas pela UHBM.

Referências

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. (2022). Cursos d'Água. <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/search?facet.q=type%2Fdataaset>.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. (2011). Resolução nº 48 de 28 fevereiro de 2011. Diário Oficial da União, Seção 1. <https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2011/48-2011.pdf>.
- Anderson, E.P., Jenkins, C.N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J.A., Carvajal-Vallejos, F.M., Encalada, A.C., Rivadeneira, J.F., Hidalgo, M., Cañas, C.M., Ortega, H. (2018). Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science Advances*, 4:1-13. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1642>.
- Arantes, C. C., Laufer, J., Mayer, A., Moran, E. F., Sant'Anna, I. R. A., Dutka-Gianelli, J., Lopez, M. C., Doria, C. R. C. (2023). Large-scale hydropower impacts and adaptation strategies on rural communities in the Amazonian floodplain of the Madeira River. *Journal of Environmental Management*, 336, 117240. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117240>
- Assunção, A. M., Silva, A. S., Silva, H. B., Juruna, J. J. P., Nunes, J. A., Kleme, M. S. S., Ferreira, P. P., Juruna, R. T. V. S., Santos, R. S., Lima, S. R. (2024). Voices of the Xingu: community-based monitoring reveals the impacts of the permanent drought imposed to an amazonian river by the belo monte hydroelectric power plant. *Research Square*. Springer Science and Business Media LLC. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-5090322/v2>.
- Cavalcante, J.C., Silva, K.D., Adami, M., Herrera, J.A., Lima, A.M.M. (2024). Dinâmica da paisagem no entorno da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. *InterEspaço Rev Geogr Interdisciplinar*, 10 (1):e23180. <https://periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaço/article/view/23180>.
- Chaudhari, S., Pokhrel, Y. (2022). Alteration of river flow and flood dynamics by existing and planned hydropower dams in the Amazon River Basin. *Water Resources Research*, 58(5), e2021WR030555. <https://doi.org/10.1029/2021WR030555>
- Coutinho, E. C., Rocha, E. J. P., Lima, A. M. M., Ribeiro, H. M. C., Gutierrez, L. A. C. L., Barbosa, A. J. S., Paes, G. K. A. A., Bispo, C. J. C., Tavares, P. A. (2018). Variabilidade

- Climática da Precipitação na Bacia Amazônica Brasileira. *Revista Brasileira De Climatologia*, 22.
<https://doi.org/10.5380/abclima.v22i0.46074>.
- Dinno, A. (2024). dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. Versão 1.3.6. <https://cran.r-project.org/package=dunn.test>.
- Dunn, O. J. (1964). Multiple Comparisons Using Rank Sums. *Technometrics*, 6 (3). Informa UK Limited.
<http://dx.doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181>.
- European Environment Agency. (1999). *Environmental indicators: typology and overview*. Copenhagen: EEA. Technical Report. (25).
<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tec25>.
- Farias, E.R.P., Szlafsztein, C. F. (2022). Sacrificação ambiental da Amazônia brasileira a partir do método DPSIR. *Novos Cadernos Naea*, 25 (3): 201-228.
<http://dx.doi.org/10.18542/ncn.v25i3.12667>.
- Ferreira, L. B., Pinheiro, L. da S., Freire, E. M. R. (2023). Impactos Socioambientais na Região de Porto Velho após a Construção da Hidroelétrica de Santo Antonio. *Revista Contemporânea*, 3(6), 6260–6277.
<https://doi.org/10.56083/RCV3N6-082>.
- Ferreira, I. N. R., Nascimento, H. S., Molina, L. P. (2018). Plano de Gestão Territorial e Ambiental Volta Grande do Xingu: Terras Indígenas Paquichamba, Arara da Volta Grande do Xingu e Área Indígena Juruna do Km 17. 1ªed. Altamira: Verthic.
<https://acervo.socioambiental.org/acervo/documentos/plano-de-gestao-territorial-e-ambiental-volta-grande-do-xingu-terras-indigenas>.
- Freitas, T. M. da S., Prudente, B. da S., Montag, L. F. de A. (2022). Flood pulse influence on the feeding ecology of two Amazonian auchenipterid catfishes. *Neotropical Ichthyology*, 20(1), e210103.
<https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0103>
- Fox, J., Weisberg, S. (2019). An R Companion to Applied Regression. 3. ed. Thousand Oaks: Sage. <https://cran.r-project.org/web/packages/car/index.html>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2022). Malhas territoriais. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. (2022). Licenciamento Ambiental - Belo Monte - 02001.001848_2006-75/. IBAMA.http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Belo%20Monte%20-%2002001.001848_2006-75/.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. (2019). Parecer Técnico nº 133/2019-COHID/CGTEF/DILIC. Sistema Eletrônico de Informações (SEI-IBAMA). SEI: 6574281. Brasília, DF.
https://sei.ibama.gov.br/documento_consulta_externa.php?id_acesso_externo=863902&id_documento=7563028&infra_hash=97a82bc4f3cd1ed7321b78a5e0317d22.
- Godoy, B.S., Ishihara, J.H., Aguiar, R.L., Teixeira, O.N. (2023). 50 years of the water-flow variance in Tucuruí reservoir related with Brazilian energy consumption. *Heliyon*, 9 (2), e12640, Elsevier BV.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12640>.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. (2017). Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D. P. (Ed.), Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110–127. http://waterboards.ca.gov/waterrights/water_issues/programs/bay_delta/docs/cmmt081712/sldmwa/junketal1989.pdf.
- Juruna, J. J. P., Silva, R. C., Reis, O. B., Assunção, A. M., Silva, A. S., Silva, H. B., Juruna, J. J. P., Nunes, J. A., Kleme, M. S. S., Ferreira, P. P. (2024). Community-based monitoring reveals the impacts of the permanent river drought imposed by the Belo Monte Hydroelectric Power Plant at Volta Grande do Xingu, Amazonia. *Research Square*. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.21203/rs.3.rs-5090322/v1>.
- Juruna, J. J. P., Silva, R. da C. e, Reis, O. B., Assunção, A. M., Silva, A. S., Silva, H. B., Juruna, J. J. P., Nunes, J. A., Kleme, M. S. S., Ferreira, P. P. (2025). Socioenvironmental impacts of the Belo Monte hydroelectric power plant as revealed by Indigenous and ribeirinho

- monitoring. *Conservation Biology*, 39(3). <https://doi.org/10.1111/cobi.70043>
- Keppeler, F. W., Andrade, M. C., Trindade, P. A. A., Sousa, L. M., Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Jensen, O. P., Giarrizzo, T. (2022). Early impacts of the largest Amazonian hydropower project on fish communities. *Science of the Total Environment*, 838, 155951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155951>.
- Kruskal, W. H., Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal Of The American Statistical Association*, 47 (260). Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>.
- Leme Engenharia LTDA, Camargo Corrêa, Andrae Gutierrez, Odebrecht, Eletrobrás, Norte Energia, Ministério de Minas e Energia. (2009). EIA: Estudo de Impacto Ambiental - Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte. Brasília.
- Levene, Howard. (1960). Robust Tests for Equality of Variances. In: OLKIN, Ingram. Contributions to Probability and Statistics: essays in honor of harold hotelling. Stanford: Stanford University Press. p. 278-292.
- Lopes, P. F. M., Cousido-Rocha, M., Silva, M. R., Carneiro, C. C., Pezzuti, J. C. B., Martins, E. G., Paula, E. M. S. de, Begossi, A., Pennino, M. G. (2023). Droughts and controlled rivers: How Belo Monte dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environmental Conservation*, 51(1), 27–35. <https://doi.org/10.1017/s0376892923000358>.
- MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil. (2024a). MapBiomass General Handbook: Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) - Collection 9. Versão 1. <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/08/ATBD-Collection-9-v2.docx.pdf>.
- MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil. (2024b). Algorithm Theoretical Base Document & Results: Water - Appendix - Collection 3 - Version 1. https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/06/ATBD_Agua.docx.pdf.
- Ministério Público Federal. (2022). Parecer Técnico 02/2022. Altamira: MPF-PA. [https://ox.socioambiental.org/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2022-](https://ox.socioambiental.org/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2022-08/Of%C3%ADcio%20n%C2%BA%201473-2022GABPRM1-TSCS-PRM-ATM-PA-00009246.2022.pdf)
- [08/Of%C3%ADcio%20n%C2%BA%201473-2022GABPRM1-TSCS-PRM-ATM-PA-00009246.2022.pdf](https://ox.socioambiental.org/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2022-08/Of%C3%ADcio%20n%C2%BA%201473-2022GABPRM1-TSCS-PRM-ATM-PA-00009246.2022.pdf).
- Moraes, B.C., Costa, J.M.N., Costa, A.C.L., Costa, M.H. (2005). Variação espacial e temporal da precipitação no Estado do Pará. *Acta Amazonica*, 35 (2):207-214. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>.
- Napole, N., Ospina-Alvarez, A., Fearnside, P. M., Lopes, P. F. M. (2025). Impacts of Belo Monte dam on fish co-occurrence and artisanal fishing. *Journal of Environmental Management*, 383, 125284. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125284>.
- National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA. (2025). Cold & warm episodes by season: Oceanic Niño Index (ONI). College Park, MD: Climate Prediction Center. https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php.
- Norte Energia. (2020). Estudos Complementares do Trecho de Vazão Reduzida: Modelagem Matemática Hidrodinâmica Bidimensional da UHE Belo Monte, 160 p. Norte Energia. https://sei.ibama.gov.br/documento_consulta_externa.php?id_acesso_externo=863907&id_documento=9912395&infra_hash=c769bb4f8dab47cc93c18098116cd62c.
- Ortega, C. L. A., Pineda, A., Rodrigues, L. C. (2025). Flood pulses reshape phytoplankton richness through aggregation, density, and species abundance distribution across floodplains. *Science Of The Total Environment*, 1000. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180402>.
- Pereira, L. A., Castello, L., Hallerman, E., Rodrigues, E. R. F., Doria, C. R. da C., Duponchelle, F. (2024). Flood pulse effects on the growth of *Pseudoplatystoma fasciatum* in the Amazon Basin. *Fishes*, 9(6), 223. <https://doi.org/10.3390/fishes9060223>
- Pezzuti, J., Carneiro, C., Garzón, B. R., Mantovanelli, T. (2018). Xingu, o rio que pulsa em nós - Monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. Altamira, ISA-Instituto Socioambiental, 52p. https://app.xingumais.org.br/sites/default/files/ficha-tecnica/node/202/edit/2019-02/xingu_o_rio_que_pulsa_em_nos.pdf.
- Pezzuti, J.C.B., Zuanon, J., Ribas, C., Wittmann, F., D’horta, F., Sawakuchi, A.O., Lopes,

- P.F.M., Carneiro, C.C., Akama, A., Garzón, B.R., Mantovanelli, T., Fearnside, P.M., Stringer, L.C. (2022). Belo Monte through the food-water energy nexus: The disruption of a unique socioecological system on the Xingu River. In Moreira, F.A, Fontana, M.D., Malheiros, T.F., Di Giulio, G.M. (org.) The Water-Energy Food Nexus: What the Brazilian Research Has to Say. School of Public Health, University of São Paulo: São Paulo – SP, p. 22-40. https://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2022/Pezzuti_et_al-2022-Belo_Monte-food-water-energy_nexus.pdf.
- Pezzuti, J. C.B., Zuanon, J., Lopes, P. F.M., Carneiro, C. C., Sawakuchi, A. O., Montovanelli, T. R., Akama, A., Ribas, C. C., Juruna, Diel, Fearnside, P. M. (2024). Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. *Perspectives In Ecology And Conservation*, 22 (2):112-117, abr. 2024. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.05.001>.
- Quaresma, A., Zuquim, G., Demarchi, L.O., Ribas, C.C., Wittmann, F., Assunção, A.M., Carneiro, C.C., Ferreira, P.P., Juruna, J.J.P., Juruna, R.T.V. S. (2025). Belo Monte Dam impacts: protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in amazonian flooded vegetation. *Perspectives in Ecology And Conservation*, 23 (1). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.02.001>.
- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Rocha-Filho, J. A. da, Carvalho, M. A. C. de, Gomes, F. F. C., Piva, J. H., Marimon, B. S., Yamashita, O. M., Marimon-Junior, B. H. (2025). The initial impact of a hydroelectric reservoir on the floristics, structure, and dynamics of adjacent forests in the southern Amazon. *Forests*, 16(8). <https://doi.org/10.3390/f16081236>
- Santos, A. L. P., Andrade, M., Carneiro, C. C., Nazaré, F. C., Juruna, G., Juruna, A., Pezzuti, J. C. B. (2025). Integrated study of indigenous people's local ecological knowledge and diet analysis to understand the feeding ecology of the herbivorous serrasalmids in a dammed Amazonian river. *Brazilian Journal of Biology*, 85. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.282304>
- Seabra, L. B., Huckembeck, S., Freitas, T. M. S., et al. (2025). Variation in basal sources contribution to the diet of a predator fish in an altered flood pulse area in the Amazon. *Hydrobiologia*, 852, 909–925. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05736-7>
- Shapiro, S. S., Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52 (3/4). JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2333709>.
- Souza-Cruz-Buenaga, F. V. A., Espig, S. A., Castro, T. L. C., Santos, M. A. (2019). Environmental impacts of a reduced flow stretch on hydropower plants. *Brazilian Journal Of Biology*, 79 (3). FapUNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/1519-6984.183883>.
- Souza, A. L. M. de, Fonseca, R., Santos, R. E., Sousa, R. G. C., Nuvoloni, F. M., Silva, I. N. de L., Takano, K. S., Zanchi, F. B. (2025). Impacts of hydroelectric dams on Amazonian fisheries: Assessing functional attributes in the Madeira River. *River Research and Applications*, 41(7), 1493–1502. <https://doi.org/10.1002/rra.4451>
- Silva, S. S., Araújo, C. V., Silva, A. B. (2025). Usinas Hidrelétricas: Análise das Vantagens, Desvantagens e Impactos Socioambientais. *Revista OWL (OWL Journal) - Revista Interdisciplinar de Ensino e Educação*, 3(5), 1–30. <https://doi.org/10.5281/zenodo.17496803>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Resende, A. F., Assahira, C., Lobo, G. S., Neves, J. R. D., Rocha, M., Mori, G. B., Quaresma, A. C., Demarchi, L. O. (2021). The shadow of the Balbina dam: a synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in central amazonia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31 (5):1117-1135. <https://doi.org/10.1002/aqc.3526>.
- Utsunomiya, R., Beveridge, C., Lobo, G., Assahira, C., Moretto, E. M., Athayde, S. (2024a). Dewatering the Xingu River: hydrological alterations and biocultural connections among the arara indigenous people in the volta grande region, brazilian amazon. *Regional Environmental Change*, 24(2). Springer Science and Business Media LLC. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02230-7>.
- Utsunomiya, R., Beveridge, C., Lobo, G., Assahira, C., Moretto, E., Athayde, S. (2024b). Hydrological alterations in the dewatered stretch of the Volta Grande do Xingu – Data. *Hydroshare Resources*. <https://doi.org/10.4211/hs.924ad15a08f64b798c6d81c488b238e7>.
- Zuanon, J., et al. (2019). Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação,

- a conservação do ecossistema aquático e a manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Paper do NAEA*, 28 (2). <http://dx.doi.org/10.18542/papersnaea.v28i2.8106>.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Cham: Springer International Publishing. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wickham, H. et al. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4 (43). https://joss.theoj.org/papers/10.21105/joss.01686?utm_source=chatgpt.com.
- Wickham, H. (2023). *forcats: Tools for Working with Categorical Variables (Factors)*. R package version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=forcats>.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.
- Wickham, H., Vaughan, D., Girlich, M. (2024). *tidyr: Tidy Messy Data*. R package version 1.3.1. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>.
- Andrade, M. C., Keppeler, F. W., Zuluaga-Gómez, M. A., et al. (2023). Food web structure in the Xingu River rapids prior to operation of the Amazon's largest hydropower plant. *Aquatic Sciences*, 85, 74. <https://doi.org/10.1007/s00027-023-00971-x>