

Hidrelétricas na Amazônia: a falácia da “energia limpa”



A construção de hidrelétricas na Amazônia configura uma escolha equivocada dos pontos de vista social, econômico e ambiental. Esses empreendimentos têm altos custos financeiros e socioambientais, causando impactos irreversíveis sobre a biodiversidade e os modos de vida de populações tradicionais, como detalhado na presente Nota Técnica. Por serem fortemente subsidiadas, as hidrelétricas retardam a transição para fontes renováveis mais eficientes, como a solar e a eólica. Longe de serem uma solução de “energia limpa”, emitem gases de efeito estufa e intensificam o desmatamento regional, comprometendo os serviços climáticos prestados pela Amazônia, fundamentais para a agricultura e a segurança hídrica nacional. Deixar de construir novas hidrelétricas na região e mitigar os impactos das hidrelétricas existentes são decisões estratégicas para proteger a segurança energética, climática, ambiental e alimentar do Brasil.



ISBN: 978-65-5633-067-9

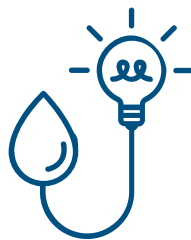


DOI: <https://doi.org/10.61818/56330679>



Adriano Costa Quaresma | Albertina Pimentel Lima
Camila Cherem Ribas | Camila Duarte Ritter | Claudia Keller
George Rebelo | Jansen Zuanon | Jochen Schöngart
Lucia Rapp Py-Daniel | Luíza Magalli Pinto Henriques
Paulo Estefano Dineli Bobrowiec | Philip Fearnside
William Magnusson

Como citar: QUARESMA, Adriano Costas *et al.*. Nota técnica 01/2025: Hidrelétricas na Amazônia: a falácia da “energia limpa”. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, p. 1-16, 2025.



A demanda por geração de energia hidrelétrica no Brasil tem levado ao planejamento e construção de barragens nos grandes rios da Amazônia¹. Apesar de a energia hidrelétrica ter sido considerada pelo governo brasileiro como sendo energia de baixo carbono, os impactos ambientais e sociais de barragens amazônicas²⁻⁴, e mesmo as emissões geradas por esses projetos^{5,6}, são pouco estudados e pouco divulgados⁵⁻⁹. A complexidade das relações entre a diversidade biológica e o meio físico na Amazônia¹⁰ dificulta a estimativa acurada e o monitoramento dos impactos, de modo que uma agenda de pesquisa forte na região é necessária para caracterizar o custo social e ambiental das barragens amazônicas. Nos últimos anos, estudos em diferentes áreas têm demonstrado impactos socioambientais severos desses empreendimentos, como apresentado nesta Nota Técnica.

Em uma tentativa de minimizar impactos, os projetos recentes de grandes centrais hidrelétricas na Amazônia, como Jirau, Santo Antônio e Belo Monte, adotam um modelo com reservatório reduzido (fio d'água), que causa alagamento acima da barragem ao longo da calha do rio, atingindo principalmente áreas que já eram alagadas pelo rio nas épocas de cheia, e que passam a ficar permanentemente alagadas¹¹. No entanto, esses ambientes sazonalmente alagáveis, como várzeas e igapós, são um componente essencial da biodiversidade Amazônica, com características e vulnerabilidades próprias¹², e dependem do pulso anual de inundação, que regula seus processos ecológicos¹³.

No Brasil os estudos de impactos ambientais (EIA) e o monitoramento dos impactos após a construção das barragens são realizados pelo empreendedor, através de contratação de consultorias especializadas, em um processo supervisionado pelo Ibama¹⁴. No entanto, a complexidade dessa relação entre empreendedor, consultorias técnicas, e órgão licenciador, aliada à intrincada ecologia e organização social da Amazônia, muitas vezes obscurece o processo, com quantificação inadequada dos impactos sociais e ambientais, e ausência de uma efetiva consulta pública prévia, livre, informada e de boa fé conforme determina a Constituição Federal Brasileira (artigo 231) e a Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho e a lei brasileira que a implementa (10.088, de 05 de novembro de 2019; antes 5.051, de 19 de abril de 2004).

Pesquisas recentes têm evidenciado impactos ambientais e sociais a curto, médio e longo prazo advindos da construção e operação de grandes bar-

ragens na Amazônia. Os resultados apresentados a seguir devem servir como um alerta para discussões sobre o futuro da exploração hidrelétrica dos rios da região amazônica, evidenciando o alto custo social e ambiental associado às grandes barragens atualmente em operação.

1- UHE Balbina no Rio Uatumã, em operação desde 1989

A usina hidrelétrica (UHE) de Balbina inundou uma área de floresta do tamanho aproximado de três cidades de São Paulo (cerca de 3.000 km²)^{15,16}, sendo um exemplo emblemático de impacto socioambiental de barragens na Amazônia^{17,18}. Exemplos marcantes desse impacto incluem a translocação dos povos indígenas Waimiri e Atroari, mortalidade de milhões de árvores e animais, emissão de gases de efeito estufa, e bloqueio da migração de organismos aquáticos^{15,17,19-21}. Com a finalidade de fornecer energia para a cidade de Manaus, Balbina tem uma capacidade máxima instalada de 250 MW (5 turbinas), mas gera em média apenas 112 MW, o que corresponde a 7-10% do consumo atual de Manaus (fonte: Amazonas Energia).

Contudo, os impactos de Balbina transcendem o tempo de construção e se estendem muito além da barragem, afetando a sócio-biodiversidade quilômetros rio acima e abaixo. Antes da construção de Balbina, o Rio Uatumã apresentava um pulso de inundação regular com fases previsíveis de águas altas (cheia) e baixas (seca) durante o ciclo anual que é típico para os rios amazônicos^{4,12,13}.

Com o fechamento das comportas para encher o reservatório da UHE (10/1987-02/1989), a área de floresta de terra firme na região acima da barragem foi transformada em 3.546 ilhas florestais. Nas ilhas pequenas (<10 ha) a vegetação é mais degradada e os efeitos de borda são mais severos, resultando em comunidades pobres em espécies e mais heterogêneas em comparação com ilhas maiores (>100 ha). A persistência das espécies nas ilhas depende das características das espécies, favorecendo as que têm capacidade de usar/atravesar a matriz aquática ou tolerar a degradação do habitat²².

Por outro lado, nas áreas abaixo da barragem, a vazão do Rio Uatumã diminuiu drasticamente de aproximadamente 657 m³/s (valor médio em condições pristinas) para 5-20 m³/s¹⁶, causando uma seca hidrológica artificial, que foi potencializada pelas condições de El Niño¹². A consequência disso foi uma massiva mortalidade de árvores adaptadas ao

alagamento, principalmente nas topografias médias dos igapós ao longo do leito principal do rio. Após a mortalidade, se estabeleceu um contínuo de florestas secundárias ao longo da calha principal do Rio Uatumã, formadas por poucas espécies de árvores pioneiras ²³.

Desde 1989, a operação da UHE requer que a água seja estocada no reservatório durante a estação chuvosa e liberada durante a estação seca, causando um 'efeito sanduíche': os níveis de cheia ficam menores e os níveis de seca maiores, diminuindo a variação do nível ao longo do ano ⁴. As baixas topografias ficaram, durante anos consecutivos, permanentemente inundadas, o que ultrapassou a capacidade adaptativa de muitas espécies de árvores resultando em mortalidade elevada ²⁴⁻²⁶. Já a redução das cheias resultou na invasão das áreas altas de igapó por espécies secundárias oriundas da terra firme adjacente ²⁷. Pesquisas recentes revelaram que pelo menos sete espécies reofilicas de peixes endêmicas da bacia estão ausentes do Rio Uatumã, além da visível deterioração da qualidade da água e o surgimento de um substrato ferruginoso sobre as superfícies rochosas submersas, com o desaparecimento de comunidades de invertebrados que faziam parte da alimentação de muitos peixes (<https://www.gov.br/inpa/pt-br/assuntos/noticias/2025/estudo-revela-desaparecimento-de-especies-de-peixes-endemicos-apos-construcao-de-usinas-hidreletricas-no-rio-uatuma>).

A UHE de Balbina gerou perturbações ecológicas persistentes e de larga escala. O ecossistema de igapó ao longo de 120 km a jusante da barragem sofreu complexos distúrbios, resultando em perda de macrohabitats, biodiversidade, serviços ecossistêmicos e aumento de emissões de gases de efeito estufa, em um processo que continua a se expandir mesmo após 35 anos de construção da barragem. Essas perturbações alteraram interações biológicas (p.ex., peixe-planta) e cadeias tróficas, provocando perda de segurança alimentar e prejudicando a sócio-bioeconomia e qualidade de vida das populações tradicionais ^{4,12}.

2- UHE Tucuruí no Rio Tocantins, em operação desde 1984

A UHE de Tucuruí foi construída para fornecer eletricidade a duas usinas de fundição de alumínio, uma atividade que gera apenas 2,7 empregos por GWh ²⁸. A única atividade com menor criação de empregos é a produção de ferroligas (1,1 empregos por GWh) que também são produzidas e exportadas usando energia de Tucuruí ²⁹. Em 1987, a usina de alumínio em Barcarena consumiu 49,9% de toda a eletricidade no estado do Pará ³⁵.

O reservatório de Tucuruí deslocou 23.000 pessoas e inundou parte de um território Indígena, além de privar os povos indígenas dos peixes e tartarugas, dos quais dependiam ³⁰. A população deslocada recebeu pouca assistência, criando problemas sociais duradouros ^{31,32}, sendo que muitos não haviam rece-

bido nenhuma indenização 30 anos depois (<https://xinguvivo.org.br/>).

Nos primeiros anos após o enchimento, macrófitas cobriram boa parte do reservatório aumentando muito a quantidade de mosquitos do gênero *Mansonia* ³³, levando uma parte da população assentada a abandonar a área e invadir a floresta, causando desmatamento ³⁰.

Pesquisadores do INPA coletaram dados sobre diversas mudanças ambientais para relatórios encomendados pela Eletronorte, na época sob sigilo, mas hoje disponíveis na biblioteca do INPA ³⁴. A Eletronorte divulgou informações falsas sobre os resultados dos estudos, afirmando, por exemplo, que "a água do reservatório seria de boa qualidade, inclusive para a vida dos peixes, até abaixo da barragem" ^{35,36}. No entanto, os contratos com a Eletronorte proibiam os pesquisadores de divulgar quaisquer informações sobre Tucuruí sem permissão da empresa ³⁶. Isto traz lições tanto institucionais como individuais sobre participação de pesquisadores em consultorias envolvendo impactos ambientais que envolvem cláusulas de sigilo, visto que os relatórios finais são redigidos por empresas de consultoria ³⁷.

A água com pouco oxigênio liberada pela barragem devastou a pesca no baixo Tocantins ³⁸ e o rio como um todo, incluindo a área do reservatório, nunca recuperou a produtividade que tinha antes da barragem ³⁹. Além disso, a estratificação termal do reservatório cria um ambiente anóxico no fundo, que é próprio para a metilação de mercúrio, transformando mercúrio elementar para o metil mercúrio, altamente tóxico. Teores maiores que o dobro do nível considerado impróprio pela Organização Mundial da Saúde foram detectados nos peixes no reservatório, especialmente no tucunaré (*Cichla* spp.) ^{40,41}, e os níveis de mercúrio no cabelo dos moradores em volta do reservatório eram bem maiores do que entre garimpeiros no Pará ^{40,42}. A água estratificada no reservatório também resulta na produção de metano (CH₄), fazendo de Tucuruí uma fonte significativa de gases de efeito estufa ²⁰.

3- UHEs Santo Antônio e Jirau no Rio Madeira, em operação desde 2012

As duas grandes UHEs fio d'água causaram alagamento permanente a montante e déficit de sedimentos a jusante da barragem ^{2,43}. De acordo com o EIA de 2005, os reservatórios combinados de Santo Antônio e Jirau alagariam uma área total de 519 km², mas em 2015 a área alagada já era de 860 km², ou seja, 341 km² (64,5%) maior do que previsto no EIA ⁴⁴.

A avaliação e monitoramento dos impactos ambientais terrestres das UHEs Jirau e Santo Antônio no Rio Madeira basearam-se no método RAPELD ^{45,46}, por exigência do IBAMA. As avaliações de impacto das duas UHEs e o monitoramento de impactos da UHE Santo Antônio foram executadas com a colaboração do programa PPBio/CENBAM do INPA, e o envolvimento de outros órgãos, como a EMBRAPA

^{47,48}. Foram avaliadas as técnicas de amostragem utilizadas para estimativa e monitoramento de impactos ⁴⁹, e as limitações das amostragens em avaliações de impactos de barragens ^{50,51}. Além disso, a coleta de dados padronizada permitiu o uso dos dados para investigar processos naturais afetando a biodiversidade na região (p.ex. ⁵²⁻⁵⁴).

Foram detectados efeitos imediatos e de médio prazo da UHE Santo Antônio na composição e diversidade funcional das assembleias de anuros ^{55,56}, morcegos ^{57,58}, pequenos mamíferos terrestres ^{54,59} e aves ^{60,61}. Mesmo após dois anos de construção da barragem, as assembleias adjacentes ao reservatório não retornaram ao seu estado pré-inundação, indicando ajustes contínuos do ambiente alterado. Além disso, as áreas não inundadas restantes não incorporaram assembleias de espécies das florestas de várzea que foram permanentemente submersas pelo reservatório. O estudo da avifauna após 5 anos do alagamento permanente causado pela barragem de Santo Antônio mostrou comunidades alteradas nas áreas permanentemente alagadas, com perda de espécies especializadas em florestas de várzea e homogeneização das comunidades ^{60,61}.

A UHE Santo Antônio obliterou várias cachoeiras ao longo do Rio Madeira. As amostragens pré-enchimento confirmaram que tartarugas-da-Amazônia (*Podocnemis expansa*), a espécie de maior porte da região, ocorriam entre todas as cachoeiras (incluindo casos de recaptura), indicando que as tartarugas eram capazes de ultrapassar as cachoeiras para migrar pelo rio para reprodução ⁶². Com a barragem, a migração das tartarugas e de outras espécies, como os bagres, foi interrompida ⁶³.

Além do efeito deletério nas comunidades diretamente afetadas, o desmatamento atingiu regiões supostamente não impactadas, incluindo parcelas de monitoramento e áreas protegidas, indicando que os efeitos do desmatamento estimulado pelo empreendimento podem ser tão ou mais deletérios que os efeitos diretos na área de inundação ⁴⁴.

As UHEs de Santo Antônio e Jirau tiveram impactos devastadores sobre a conectividade de espécies aquáticas, sobre a biota especializada em áreas alagáveis, geraram desmatamento, bloquearam o fluxo e sedimentos, causaram alteração das vazões a jusante e causaram emissões de gases de efeito estufa, inclusive por meio dos seus projetos de crédito de carbono não "adicionais" ^{64,65}.

4- UHE Belo Monte no Rio Xingu, em operação desde 2016

O complexo hidrelétrico de Belo Monte, no Rio Xingu, é composto por duas barragens, com o desvio de grande parte da água do rio para geração de energia através de um canal de derivação, deixando um trecho do canal natural do rio (Volta Grande do Xingu, VGX) sob um regime de seca permanente. Os impactos do complexo afetam de maneiras distintas a região a montante da primeira barragem, a região

entre as duas barragens (VGX) e a região a jusante das barragens ³.

A região a montante das barragens foi sujeita a alagamento permanente, com morte da vegetação e emissão de gases de efeito estufa, particularmente metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) ⁵. Nesta região ocorreu a remoção forçada de populações tradicionais, especialmente ribeirinhos, que habitavam as ilhas e margens do rio ^{5,66}.

A região de 130 km entre as duas barragens (VGX), onde se encontram duas terras indígenas demarcadas (T.I. Paquicamba e T. I. Arara da Volta Grande do Xingu) e territórios ribeirinhos, teve mais de 70% do fluxo natural do rio Xingu desviado para geração de energia, reduzindo a vazão nesse trecho a menos de 30% do volume anual natural ^{3,67,68}. A diminuição no nível da água afetou a reprodução dos peixes, incluindo espécies que são a base da alimentação das populações locais, como curimatá (*Prochilodus nigricans*) e pacu (*Myloplus rubripinnis*), e o zebra pleco (*Hypancistrus zebra*), ameaçado de extinção, e reduziu a quantidade de frutos do igapó disponíveis para a alimentação de peixes e tracajás (*Podocnemis unifilis*) comprometendo a pesca e forçando as populações indígenas e ribeirinhas a uma maior dependência de produtos industrializados ^{3,67-69}. A qualidade da água piorou, causando doenças e a navegação tornou-se perigosa devido à exposição de rochas e fluxos irregulares de subida e descida das águas controladas pela usina ^{3,67,68}, levando a um decaimento dos serviços ecossistêmicos das áreas alagáveis (igapós) da região ⁷⁰. As variações no nível da água e o controle do fluxo de vazão do reservatório intensificam os processos de ebulição de metano, especialmente durante o período de cheia, quando o alagamento da vegetação ripária aumenta a decomposição da matéria orgânica e libera grandes quantidades de gases na atmosfera ⁶. A redução das flutuações do nível da água poderia minimizar esses pulsos de emissão de metano, destacando a importância do manejo hídrico na mitigação do impacto climático da usina ⁶.

Na região a jusante da segunda barragem, excluída dos estudos de impacto ambiental, foi documentada degradação da qualidade da água e diminuição dos estoques pesqueiros ⁷¹.

Em uma escala regional, a construção do complexo hidrelétrico impactou a qualidade de vida dos indígenas e ribeirinhos e comprometeu a segurança alimentar das populações de todo o médio Xingu ^{66,72}, além de alterar a composição e funcionamento de comunidades de animais e plantas especializadas em ecossistemas sazonalmente alagáveis ^{60,69,70}. A maior parte desses impactos está sendo documentada em artigos e dados publicados pelo Monitoramento Ambiental Territorial Independente (MATI-VGX), uma parceria entre as comunidades indígenas e ribeirinhas e pesquisadores do INPA, UFAM, UFPA, USP e Instituto Socioambiental ^{69,70}.

O complexo da UHE Belo Monte é um exemplo claro de como extensos e caros estudos de impacto

ambiental podem falhar em caracterizar e monitorar os impactos de barragens amazônicas^{3,73}. Esses estudos muitas vezes utilizam metodologias focadas em ambientes florestais não alagáveis, aplicando metodologias de previsão e monitoramento de impactos que não são adequadas para estudar os ambientes que evoluíram sob influência e são dependentes do ciclo hidrológico dos rios⁷⁴. Além de desconsiderar as particularidades ecológicas dos ecossistemas amazônicos e sua profunda relação com os rios, esses estudos negligenciam os impactos cumulativos que se propagam ao longo das bacias hidrográficas, afetando regiões distantes das barragens¹.

5. UHE Bem Querer no Rio Branco, planejada

A hidrelétrica de Bem Querer, planejada para ser construída no Rio Branco, em Roraima, tem a “data mínima” para começar a geração prevista para 2034⁷⁵. Seu Estudo de Impacto Ambiental (EIA) está na “etapa final de conclusão”, embora a preparação do Componente Indígena ainda não tenha sido iniciada⁷⁵.

A usina tem grandes impactos ambientais e sociais^{76,77}. A barragem bloquearia a migração de peixes, afetando um corredor de biodiversidade que conecta a Amazônia com a bacia do rio Essequibo na Guiana através dos rios Tacutu e Rupununi⁷⁸. O bloqueio destas migrações também poderia afetar populações de peixes no baixo rio Branco e no rio Negro⁷⁶. O bloqueio de migração afetaria praticamente todas as unidades de conservação em Roraima⁷⁹. Também afetaria as terras Indígenas, onde as populações dependem de pesca.

A eliminação das matas ciliares, que seriam inundadas ao longo de todo o percurso do reservatório longo e estreito, teria grande impacto sobre os habitats de aves e sobre as suas migrações, inclusive para várias espécies endêmicas ameaçadas⁸⁰. A retenção de sedimentos no reservatório reduziria a produtividade pesqueira a jusante da barragem, prejudicando a população ribeirinha que depende da pesca⁸¹. A alteração do regime hidrológico a jusante da barragem afetaria três unidades de conservação para áreas úmidas: a Estação Ecológica de Niquiá, a Estação Ecológica de Caracará e o Parque Nacional do Viruá, esta última tendo status de sítio Ramsar (Convenção de Ramsar, 1971). O bloqueio de sedimentos também impactaria outro sítio Ramsar: o Parque Nacional das Anavilhanas, no rio Negro. Além do impacto imediato sobre os ecossistemas no arquipélago, estas ilhas fluviais são formadas de sedimentos oriundos do rio Branco, e, sem a entrada de sedimentos, com o tempo as ilhas tenderão a diminuir⁸².

Se construída, a usina terá uma capacidade de 650 MW, o que não é necessário para Roraima. A população de Roraima é pequena, e uma linha de transmissão está em construção para ligar o estado ao Sistema Interconectado Nacional (SIN), trazendo energia de Tucuruí. Roraima também tem o maior potencial para energia solar dos estados amazônicos

⁸³. Mas a finalidade da usina não é fornecer energia para Roraima, mas sim transmitir energia para outras partes do Brasil. Por estar no hemisfério Norte, as estações do ano em Roraima são invertidas em relação ao resto do Brasil, e a usina forneceria energia em um período em que os níveis dos reservatórios estão baixos na maior parte do país, de acordo com a Empresa de Pesquisa Energética do Ministério de Minas e Energia⁸⁴.

O estado de Roraima sofreria os impactos de Bem Querer para beneficiar lugares distantes, principalmente grandes consumidores industriais⁸¹. O Brasil tem muitas outras opções energéticas, especialmente a capacidade eólica e solar ainda pouco aproveitada⁸⁵. Também chama a atenção o contraste entre os danos que seriam provocados por uma nova usina hidrelétrica de capacidade instalada de 650 MW e os 6.313 MW a ser ganhos de “ações de modernização e repotenciamento de usinas hidrelétricas existentes” previstos no Brasil a partir de 2028⁷⁵, p. 17).

Impactos das barragens amazônicas nas instituições democráticas

As decisões de construir Tucuruí e Balbina estavam intimamente ligadas às estratégias da ditadura militar brasileira de 1964-1985, em detrimento de cálculos estritamente econômicos⁸⁶. No entanto, o fim da ditadura não encerrou o papel dos grandes projetos de barragens em minar as instituições democráticas do Brasil. Belo Monte é um exemplo claro, com sua longa sequência de manobras políticas de alto nível para forçar a aprovação e execução do projeto⁸⁷⁻⁹⁰. Tanto Belo Monte quanto Santo Antônio e Jirau deixaram danos duradouros ao sistema de licenciamento ambiental do Brasil^{85,91}, incluindo a consagração da prática de permitir o acordo dos proponentes para o cumprimento futuro de “condicionantes”, que substitui o cumprimento de todos os requisitos antes da aprovação de cada uma das três fases do processo de licenciamento. Essa prática culminou na aprovação, em 2015, da licença operacional final de Belo Monte sem cumprimento de muitas das “condicionantes” que haviam sido impostas⁹²⁻⁹⁴. As 36 condicionantes a serem cumpridas após a concessão da licença de operação foram convertidas em 71 “obrigações executivas”. Entre essas obrigações, 31 estão relacionadas ao monitoramento contínuo e apenas 18 (58%) foram confirmadas como cumpridas até janeiro de 2025⁹⁵. O esforço para facilitar a aprovação de Belo Monte também resultou na Lei Complementar 140, de 08 de dezembro de 2011, que permite que muitas grandes barragens sejam licenciadas por autoridades estaduais, mais permissivas e influenciáveis do que as autoridades federais. O licenciamento da barragem de Sinop, no Mato Grosso, foi o primeiro a se beneficiar dessa flexibilização¹⁴.

Um legado fundamental da ditadura militar no licenciamento ambiental de barragens amazônicas são as leis de “suspensão de segurança”, decretadas pela primeira vez pelo General Médici em 1964 (Lei 4.348, de 26 de junho de 1964) e ainda na vanguarda

do processo de licenciamento na prática (Leis 8.437, de 30 de junho de 1992 e 12.016, de 07 de agosto de 2009). Elas permitem que um único juiz anule qualquer decisão, incluindo decisões judiciais, que causariam “graves danos” à economia nacional ⁹⁶. Como as barragens sempre podem ser consideradas importantes para a economia, elas podem ser construídas independentemente de quaisquer leis brasileiras ou convenções internacionais que possam violar. Suspensões de segurança foram usadas dezenas de vezes no licenciamento de barragens como Belo Monte, Teles Pires e São Manoel para permitir que a construção e operação prosseguisse apesar das demandas do Ministério Público ou de decisões judiciais para atender requisitos como a consulta aos povos indígenas impactados ^{14,89,90,97–99}. Enquanto essas leis permanecerem em vigor, não se pode esperar que o sistema de licenciamento, o Ministério Público e outras salvaguardas do Brasil sejam capazes de evitar a construção de barragens com impactos catastróficos.

Alternativas – ignoradas e distorcidas

O Brasil tem opções para geração de energia muito melhores do que construir novas hidrelétricas. No entanto, essas soluções esbarram em lobbies poderosos, como o da energia hidrelétrica. O Brasil tem um enorme potencial para energia eólica e solar: o Plano de Expansão de Energia 2050 afirma que 200 GW de energia eólica e 100 GW de energia solar concentrada podem estar implantados até 2050, enquanto apenas 54 GW de energia hidrelétrica podem ser desenvolvidos mesmo se todas as áreas protegidas (terras indígenas e quilombolas e unidades de conservação) forem abertas para esses projetos ¹⁰⁰. No entanto, o plano deixa claro que o potencial eólico e solar só seria uma prioridade se as áreas protegidas não forem abertas para barragens hidrelétricas ^{81,100}. Uma proposta de lei (PL 191/2020) apresentada pelo presidente Jair Bolsonaro ao Congresso Nacional visando abrir terras indígenas e quilombolas para hidrelétricas (bem como agrogêncio, mineração e exploração madeireira) ainda está avançando no Congresso Nacional, que é controlado por interesses alinhados a essas áreas ¹⁰¹. Além disso, uma série de propostas de leis que efetivamente desmantelam o sistema de licenciamento ambiental do governo federal ¹⁰² seguem avançando no congresso. Essas mudanças facilitariam muito os projetos de grandes barragens na Amazônia.

A queda no custo da energia eólica e solar está levando ao crescimento dessas fontes, especialmente no nordeste do Brasil ¹⁰³. No entanto, a maior parte dessa expansão não se destina a abastecer as cidades brasileiras, substituir o uso de combustíveis fósseis e evitar a construção de mais barragens. Em vez disso, está planejado utilizar esse potencial para abastecer novas indústrias, como siderúrgicas na Bahia ¹⁰⁴, incentivar a instalação de datacenters para inteligência artificial no Brasil ¹⁰⁵ ou mesmo converter essa eletricidade em hidrogênio verde para exportação (na forma de amônio) para a Europa ^{106,107}. Um “acordo

de estudo conjunto” já foi assinado para desenvolver uma proposta europeia-brasileira para produção de hidrogênio verde para exportação para a Europa utilizando eletricidade de barragens da Eletrobras ¹⁰⁸. A indústria hidrelétrica está, portanto, promovendo o hidrogênio verde como criador de uma “demanda” para a construção de mais barragens no Brasil ¹⁰⁹. Tudo isso significa que o potencial de geração de energia eólica e solar do Brasil não está sendo utilizado para fomentar a própria transição energética do país, nem colaborando para diminuir o impulso de construir mais barragens hidrelétricas na Amazônia. Pelo contrário: paradoxalmente a possibilidade de exportação de hidrogênio verde está aumentando a motivação para construir mais barragens, levando a um questionamento sobre o quão “verde” seria esse hidrogênio.

A tomada de decisões sobre barragens

Os enormes impactos ambientais e sociais das barragens hidrelétricas existentes na Amazônia mostram claramente a importância de mudar a maneira como decisões sobre estas obras são tomadas, para evitar a repetição dos erros do passado. As decisões sobre construção de barragens são principalmente tomadas com base na presunção de que as hidrelétricas são a opção mais barata para produzir eletricidade e de que geram energia “limpa”. Ambas as premissas estão erradas. Os impactos ambientais e as emissões das barragens existentes descritos acima não suportam a ideia de energia ambientalmente limpa, e os custos de energia eólica e solar são mais baixos e tendem a reduzir ainda mais no futuro próximo. No entanto, é evidente que a construção de barragens, que movimentam bilhões de reais, gera interesses políticos e financeiros que podem ajudar a explicar o número expressivo de barragens existentes que não fazem sentido em termos puramente financeiros ¹⁷⁹⁰. Os cálculos financeiros também são falhos, pois muitos dos custos são subestimados, especialmente os relacionados à mitigação de impactos grosseiramente subestimados, ou simplesmente omitidos. Isto é um padrão comum para grandes barragens no mundo inteiro. Um levantamento mundial mostrou que a grande maioria das barragens têm um custo muito maior do que foi previsto na tomada de decisão sobre a obra, e, também, levam mais tempo que o previsto para começar a gerar energia, o que pesa muito no balanço financeiro ¹¹⁰. Belo Monte, Santo Antônio e Jirau custaram muito mais que o previsto. Estes não são “pontos fora da curva”, pois representam o desfecho normal. Ainda assim, a falha principal em relação à estimativa dos custos da construção de barragens amazônicas, excluindo eventuais desvios por outros interesses, é ignorar os custos não financeiros da destruição ambiental e social ¹⁴.

Outra questão básica na tomada de decisões é quanta energia elétrica realmente é necessária. A solução mais óbvia seria usar menos eletricidade e interromper a exportação de eletricidade na forma de *commodities* eletrointensivas. De acordo com o

Plano Nacional de Mudanças Climáticas de 2008, do Brasil, 5% de toda a eletricidade do país é usada para aquecer água, ou seja, em chuveiros elétricos ¹¹¹. Essencialmente nada foi feito desde então para cumprir a meta de eliminar esses dispositivos notoriamente ineficientes. A exportação de alumínio e ferroligas consumiu 3% da eletricidade do Brasil em 2023 ¹¹², quase todas as exportações sendo em formas com baixo valor agregado, como alumínio na forma de barras, lingotes e chapas em rolo. Essencialmente, o Brasil está exportando os benefícios da criação de empregos e de valor agregado dos produtos finais e está importando os impactos do consumo mundial na forma de danos ambientais e sociais causados pelas barragens construídas para processar o alumínio ¹¹³. Além disso, as projeções da Eletrobras têm sido enormemente exageradas ¹¹⁴. Tradicionalmente, a Eletrobras projetou crescimento de 5% ao ano na demanda de energia, conforme projeções do produto interno bruto (PIB), mas o PIB, em valores corrigidos pela inflação, não vem crescendo nem perto deste ritmo há décadas. Além disso, qualquer projeção de crescimento exponencial chega a valores astronômicos dentro de poucos anos, implicando que o número de hidrelétricas “necessitadas” crescerá sem limite.

Uma revisão dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos na Amazônia, incluindo os impactos causados por hidrelétricas, foi feita como parte do relatório do Painel Científico da Amazônia (SPA), lançado em 2021 na COP-28 da Convenção de Clima ⁹⁴. A recomendação do relatório é para não construir mais nenhuma barragem com capacidade instalada de 10 MW ou mais na Amazônia. Esta recomendação é sem nenhuma exceção – por exemplo, para permitir barragens com boas medidas de mitigação social e ambiental, com programas expressivos de governança, com todos os ritos de consulta indígena e licenciamento cumpridos etc. A expressão exclusão de exceções é essencial, pois a história de barragens amazônicas mostra claramente que obras com grandes impactos são, de fato, aprovadas e construídas com frequência. A inclusão de exceções visando a figura teórica de uma “boa” barragem abre uma brecha que, na prática, leva a um resultado líquido altamente negativo. A recomendação de não construir barragens de 10 MW ou mais se aplica às barragens já incluídas dos planos decenais da Eletrobras, além de outras ainda não incluídas.

Mesmo a recomendação acima de não implantar hidrelétricas com 10 MW ou mais de capacidade instalada precisa estar inserida em um planejamento global. Baseado na fronteira de Pareto, Koblitz⁴⁹ estimou que seria possível gerar 78% da energia elétrica com uma perda de somente 21% da biodiversidade em relação a proposta atual do governo, concentrando o esforço em hidrelétricas menores e localizadas mais a montante nas sub-bacias. No entanto, esta estimativa foi baseada em organismos aquáticos, e o grande número de represas necessárias para gerar a mesma quantidade de energia, mais as estradas associadas a elas, teriam um efeito desastroso, cau-

sando muito desmatamento nas cabeceiras amazônicas. A vocação da Amazônia não é a geração de energia elétrica.

Conclusões

Os resultados sumarizados acima contestam a ideia de que a energia hidrelétrica é uma alternativa ambientalmente positiva (energia “limpa” ou “verde”) no contexto amazônico, visto que as barragens estudadas geram emissões de gases do efeito estufa ^{5,6}, causam impactos ambientais em escala local e regional ^{1,3,4}, causam impactos sociais afetando populações tradicionais indígenas e ribeirinhas, incluindo Territórios Indígenas demarcados ^{66,67}, e não tem se mostrado renovável nem sustentável, visto que a disponibilidade de água vem diminuindo na região e esse efeito tende a se agravar no futuro ¹¹⁵.

Este cenário é especialmente preocupante nas regiões sul e sudeste da Amazônia, que estão passando por uma intensificação da estação seca durante as últimas décadas, com aumento da duração e diminuição da precipitação ^{116,117}. As mais de 200 grandes UHEs (>1 MW) em fase de operação, construção e planejamento nesta região ¹ necessitam urgentemente de uma revisão crítica para evitar um desastre econômico e impactos sociais e ambientais irreversíveis ^{3,12}.

A modificação dos regimes hidrológicos afeta a biodiversidade, a dinâmica dos ecossistemas sazonalmente alagáveis e a disponibilidade de recursos pesqueiros, prejudicando de maneira irreversível os serviços ambientais que os ecossistemas amazônicos prestam para o Brasil e para o clima global. Os impactos sociais são amplamente negligenciados, incluindo a perda de territórios tradicionais, a insegurança alimentar e a falta de compensações adequadas para as comunidades afetadas. No entanto, os múltiplos impactos sociais e ambientais causados pela produção de energia hidrelétrica na Amazônia não têm sido adequadamente considerados no planejamento, nem devidamente acompanhados nos monitoramentos em curso ^{3,73,118}.

Os estudos revisados aqui mostram que o período de monitoramento antes da construção das barragens, bem como o monitoramento posterior dos impactos em uma área restrita, têm sido inadequados para avaliar as flutuações naturais nas assembleias impactadas ⁴⁹. Além disso, fica claro que a avaliação de custos (incluindo perda da biodiversidade e problemas sociais) e benefícios (energia gerada) requerem a inclusão de informações sobre impactos que alcançam muito além da área diretamente afetada ^{45,50}. É urgente fortalecer uma agenda de pesquisa pública com resultados abertos e disponíveis para a sociedade Brasileira para que os reais custos ambientais e sociais da manutenção e expansão da geração de energia hidrelétrica na Amazônia sejam caracterizados, disponibilizados e considerados na discussão sobre políticas públicas e estratégias de desenvolvimento do país e de conservação da Amazônia.

Recomendações específicas:

- 1 Grandes barragens na Amazônia não são sustentáveis, e novas barragens de 10 MW ou mais de capacidade instalada não devem ser construídas na região.
- 2 Para decisões sobre barragens menores, como todos os locais propícios para aproveitamento hidrelétrico na Amazônia já são conhecidos, levantamentos da biodiversidade e fatores socioambientais a montante e a jusante desses locais devem ser feitos agora para subsidiar modelos de custo-benefício e quantificar os custos socioambientais antes da tomada de decisão.
- 3 Deve-se minimizar as perturbações do ciclo hidrológico natural na operação das barragens já construídas, levando em consideração critérios baseados nas pesquisas citadas na Nota Técnica e no conhecimento das populações tradicionais que vivem nos locais afetados, garantindo ciclos de enchente, cheia, vazante e seca compatíveis com a dinâmica ecológica das bacias.
- 4 Nas avaliações de impacto ambiental e nos programas de monitoramento de impactos das barragens existentes deve-se:
 - ampliar as áreas estudadas, em especial a jusante das barragens;
 - realizar os estudos ambientais com uma antecedência que permita avaliar como se desenrolam os ciclos sazonais;
 - considerar de maneira diferenciada os ambientes alagáveis, além dos aquáticos e terrestres;
 - definir questões objetivas sobre impactos que afetam os diferentes ambientes amazônicos,
- 5 incluindo os efeitos cumulativos e sinérgicos de múltiplas barragens e as consequências ecossistêmicas das alterações nas paisagens.
- 5 Fortalecer as estratégias de proteção de áreas próximas às barragens e reservatórios existentes, incluindo ecossistemas únicos, como os afloramentos rochosos e as florestas de várzea e igapó, ilhas e florestas, visando reduzir os efeitos da exploração madeireira ilegal, incêndios florestais e outros agentes de degradação.
- 6 Estabelecer e/ou manter os programas de monitoramento científico de longo prazo em parceria com as populações locais afetadas, que conhecem os ambientes locais e suas vulnerabilidades, com gestão independente das empresas produtoras de energia, permitindo uma comparação de resultados e evitando o monopólio da informação pelas empresas interessadas na exploração dos recursos naturais.
- 7 Proibir a inclusão de cláusulas de sigilo sobre resultados de pesquisas socioambientais nos contratos de elaboração de estudos de impactos e de monitoramento de impactos decorrentes da instalação e operação de usinas hidrelétricas na Amazônia.
- 8 Desenvolver plataformas para compartilhamento de informações com as partes interessadas. O envolvimento dos tomadores de decisões e das comunidades locais nas pesquisas em curso é uma estratégia para assegurar que os conhecimentos gerados nos estudos científicos contribuam para as avaliações e decisões em relação a novos projetos hidrelétricos na Amazônia.

Referências

1. Latrubesse, E. M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* **546**, 363–369 (2017).
2. Fearnside, P. M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ. Sci. Policy* **38**, 164–172 (2014).
3. Pezzuti, J. C. B. et al. Brazil's Belo Monte license renewal and the need to recognize the immense impacts of dams in Amazonia. *Perspectives in Ecology and Conservation* **22**, 112–117 (2024).
4. Schöngart, J. et al. The shadow of the Balbina dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in Central Amazonia. *Aquat. Conserv.* **31**, 1117–1135 (2021).
5. Bertassoli, D. J., Jr et al. How green can Amazon hydropower be? Net carbon emission from the largest hydropower plant in Amazonia. *Sci Adv* **7**, (2021).
6. de Araújo, K. R. et al. Operational effects on aquatic carbon dioxide and methane emissions from the Belo Monte hydropower plant in the Xingu River, eastern Amazonia. *Sci. Total Environ.* **946**, 174100 (2024).
7. Pueyo, S. & Fearnside, P. M. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DOS RESERVATÓRIOS DE HIDRELÉTRICAS: IMPLICAÇÕES DE UMA LEI DE POTÊNCIA. *Oecologia Australis* **15**, 199–212 (2011).
8. Fearnside, P. A Hidrelétrica de Balbina: O faraonismo irreversível versus o meio ambiente na Amazônia. in *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras*. Vol. 1 97–125 (Unknown, 2015).
9. de Faria, F. A. M., Jaramillo, P., Sawakuchi, H. O., Richey, J. E. & Barros, N. Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. *Environ. Res. Lett.* **10**, 124019 (2015).
10. Guayasamin, J. M. et al. Evolution of Amazonian biodiversity: A review. *Acta Amazon.* **54**, e54bc21360 (2024).
11. Baird, I. G. et al. Ruin-of-the-rivers? A global review of run-of-the-river dams. *Environ. Manage.* **75**, 175–190 (2025).
12. Schöngart, J. et al. Fate of floodplain forests in a changing Amazon. in *The Future of Amazonian Aquatic Biota* 163–222 (Springer Nature Switzerland, Cham, 2024).
13. Junk, W. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *International Large River Symposium* **106**, 110–127 (1989).
14. Fearnside, P. M. Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de decisão. *Novos Cad. NAEA* **22**, (2019).
15. Benchimol, M. & Peres, C. A. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. *PLoS One* **10**, e0129818 (2015).
16. Feitosa, G. S., De Alencastro Graça, P. M. L. & Fearnside, P. Estimativa da zona de depicionamento da hidrelétrica de Balbina por técnica de sensoriamento remoto. in *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras*. Vol. 1 127–133 (Unknown, 2015).
17. Fearnside, P. M. Brazil's Balbina dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environ. Manage.* **13**, 401–423 (1989).
18. Rodrigues, R. A. & Fearnside, P. M. Índios Waimiri-Atoari impactados por tutela privada na Amazônia Central. *Novos Cad. NAEA* **17**, (2014).
19. Benchimol, M. & Peres, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *J. Ecol.* **103**, 408–420 (2015).
20. Kernen, A., Forsberg, B. R. & Melack, J. M. CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *J. Geophys. Res.* **116**, (2011).
21. Aurélio-Silva, M., Anciães, M., Henriques, L. M. P., Benchimol, M. & Peres, C. A. Patterns of local extinction in an Amazonian archipelagic avifauna following 25 years of insularization. *Biol. Conserv.* **199**, 101–109 (2016).
22. Palmeirim, A. F. et al. Biodiversity responses to insular fragmentation in Amazonia: Two decades of research in the Balbina Hydroelectric Reservoir. *Zoological Research: Diversity and Conservation* **1**, 106–116 (2024).
23. Rocha Duarte Neves, J., Fernandez Piedade, M. T., Faria de Resende, A., Oliveira Feitosa, Y. & Schöngart, J. Impact of climatic and hydrological disturbances on blackwater floodplain forests in Central Amazonia. *Biotropica* **51**, 484–489 (2019).
24. Assahira, C. et al. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *For. Ecol. Manage.* **396**, 113–123 (2017).
25. Resende, A. F. de et al. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Sci. Total Environ.* **659**, 587–598 (2019).
26. Resende, A. F. et al. Flood-pulse disturbances as a threat for long-living Amazonian trees. *New Phytol.* **227**, 1790–1803 (2020).

27. Lobo, G. de S., Wittmann, F. & Piedade, M. T. F. Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *For. Ecol. Manage.* **434**, 110–118 (2019).
28. Bermann, C. & Martins, O. S. *Sustentabilidade Energética No Brasil: Limites E Possibilidades Para Uma Estratégia Energética Sustentável E Democrática*. (FASE, Rio de Janeiro, 2000).
29. Fearnside, P. M. Tropical dams: To build or not to build? *Science* **351**, 456–457 (2016).
30. Fearnside, P. Impactos Sociais das Barragens de Tucuruí. in *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais* (ed. Henry, R.) (Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu, 1999).
31. Mougeot, L. J. A. O reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, Pará, Brasil: Uma avaliação do programa de reassentamento populacional (1976–85). in *Homem e Natureza na Amazônia*. (eds. Kohlhepp, G. & Schrader, A.) (Geographisches Institut, Universität Tübingen, Tübingen, Alemanha, 1987).
32. Magalhães, S. B. Tucuruí: A relocation policy in context. in *Hydroelectric Dams on Brazil's Xingu River and Indigenous Peoples*. (eds. Santos, L. A. O. & de Andrade, L. M. M.) 105–114 (Cultural Survival, Cambridge, Massachusetts, 1990).
33. Tadei, W. P., Scarpassa, V. M. & Rodrigues, L. B. Proliferação de mosquitos do gênero *Mansonia* (Diptera: Culicidae) na área de influência da usina hidrelétrica de Tucuruí. *Ciência e Cultura* **43**, 639–640 (1991).
34. INPA & Eletronorte. *Estudos de Ecologia E Controle Ambiental Na Região Da UHE Tucuruí*. (1984).
35. Eletronorte. Tucuruí Urgente. Preprint at https://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Dossie/Tucuruí/Documentos%20Oficiais/ELETRONORTE-sd-1984-tucuruí%20urgente.pdf (1984).
36. Fearnside, P. M. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ. Manage.* **27**, 377–396 (2001).
37. Kacowicz, Z. *Relatórios Semestrais Dos Projetos 'Estudos de Ecologia E Controle Ambiental Nas Regiões Dos Reservatórios UHES de Balbina E Samuel: Comentários*.
38. Odinetz-Collart, O. La peche crevettiere de *Macrobrachium amazonicum* (Palaemonidae) dans le Bas-Tocantins, apres la fermeture du barrage de Tucuruí (Brasil). *Rev. Hydrobiol. Trop.* **20**, 151 (1987).
39. Cintra, I. H. A. A pesca no reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí, Estado do Pará, Brasil. (UFC, Ceará, 2009).
40. Leino, T. & Lodenius, M. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *Sci. Total Environ.* **175**, 119–125 (1995).
41. Porvari, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojuí in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. *Sci. Total Environ.* **175**, 109–117 (1995).
42. Arrifano, G. P. F. et al. Large-scale projects in the amazon and human exposure to mercury: The case-study of the Tucuruí Dam. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **147**, 299–305 (2018).
43. Ayes Rivera, I. et al. Decline of Fine Suspended Sediments in the Madeira River Basin (2003–2017). *Water* **11**, 514 (2019).
44. Cochrane, S. M. V., Matricardi, E. A. T., Numata, I. & Lefebvre, P. A. Landsat-based analysis of mega dam flooding impacts in the Amazon compared to associated environmental impact assessments: Upper Madeira River example 2006–2015. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* **7**, 1–8 (2017).
45. Magnusson, W. E. et al. *Biodiversidade E Monitoramento Ambiental Integrado: O Sistema RAPELD Na Amazônia*. (Attema, Santo André SP, 2013).
46. Magnusson, W. E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotrop.* **5**, 19–24 (2005).
47. Moser, P. et al. Tree species distribution along environmental gradients in an area affected by a hydroelectric dam in southern Amazonia. *Biotropica* **46**, 367–376 (2014).
48. Medeiros, M. B. et al. Monitoring the impacts of a mega-dam on Amazonian understorey herbs. *For. Ecol. Manage.* **536**, 120909 (2023).
49. Koblit, R. V. et al. Effect of species-counting protocols and the spatial distribution of effort on rarefaction curves in relation to decision making in environmental-impact assessments. *Austral Ecol.* **42**, 723–731 (2017).
50. Carneiro, L. R. de A., Lima, A. P., Machado, R. B. & Magnusson, W. E. Limitations to the use of species-distribution models for environmental-impact assessments in the Amazon. *PLoS One* **11**, e0146543 (2016).
51. Fraga, R. de, Stow, A. J., Magnusson, W. E. & Lima, A. P. The costs of evaluating species densities and composition of snakes to assess development impacts in Amazonia. *PLoS One* **9**, e105453 (2014).
52. Fraga, R. de, Lima, A. P., Magnusson, W. E., Ferrão, M. & Stow, A. J. Contrasting Patterns of Gene Flow for Amazonian Snakes That Actively Forage and Those That Wait in Ambush. *J. Hered.* **108**, 524–534 (2017).
53. Bobrowiec, P. E. D. & Tavares, V. de C. Establishing baseline biodiversity data prior to hydroelectric dam construction to monitoring impacts to bats in the Brazilian Amazon. *PLoS One* **12**, e0183036 (2017).
54. da Silva Araújo, R. et al. Effects of an Amazonian dam on taxonomic, functional and phylogenetic diversity of non-volant small mammals. *Biodivers. Conserv.* **33**, 4275–4294 (2024).
55. Dayrell, J. S., Magnusson, W. E., Bobrowiec, P. E. D. & Lima, A. P. Impacts of an Amazonian hydroelectric dam on frog assemblages. *PLoS One* **16**, e0244580 (2021).
56. Dayrell, J. S. et al. Functional responses of Amazonian frogs to flooding by a large hydroelectric dam. *Biodivers. Conserv.* (2024) doi:10.1007/s10531-024-02839-4.
57. Estefano Dineli Bobrowiec, P., Clarissa Nobre, C. & da Cunha Tavares, V. Immediate effects of an Amazonian mega hydroelectric dam on phyllostomid fruit bats. *Ecol. Indic.* **132**, 108322 (2021).
58. Bobrowiec, P. E. D., Farneda, F. Z., Nobre, C. C. & da Cunha Tavares, V. Taxonomic and functional responses of bats to habitat flooding by an Amazonian mega-dam. *Biodivers. Conserv.* **31**, 1359–1377 (2022).
59. Araújo, R. da S., Bobrowiec, P. E. D., de Moura, R. T. & Magnusson, W. E. The impact of a run-of-the-river hydroelectric dam on a non-volant small-mammal assemblage in Brazilian Amazonia. *Austral Ecol.* **48**, 143–157 (2023).
60. Martins, G. de M., Menger, J., de Melo, T. N. & Ribas, C. C. Impacts of large dams on Amazonian floodplain bird communities. *Biotropica* **n/a**, e13351 (2024).
61. Melo, T. N. de et al. Impacts of a large hydroelectric dam on the Madeira River (Brazil) on floodplain avifauna. *Acta Amazon.* **51**, 298–310 (2021).
62. Keller, C., Bernhard, R., Silva, D. F., Jurado, F. V. & Bermúdez-Romero, A. L. *Relatório Final Da Fase de Pré-Enchimento Do Programa de Monitoramento de Herpetofauna Da UHE Santo Antônio – RO, Sub-Programa Herpetofauna de Rios, Parte 2 – Quelônios*. (2013).
63. Duponchelle, F. et al. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat. Conserv.* **31**, 1087–1105 (2021).
64. Fearnside, P. M. Credit for climate mitigation by Amazonian dams: loopholes and impacts illustrated by Brazil's Jirau Hydroelectric Project. *Carbon Manag.* **4**, 681–696 (2013).
65. Fearnside, P. M. Tropical hydropower in the clean development mechanism: Brazil's Santo Antônio Dam as an example of the need for change. *Clim. Change* **131**, 575–589 (2015).
66. Magalhães, S. B. & da Cunha, M. C. A. *Expulsão de Ribeirinhos Em Belo Monte*. (2017).
67. Zuanon, J. et al. Condições para a manutenção da dinâmica sazonal de inundação, a conservação do ecossistema aquático e manutenção dos modos de vida dos povos da volta grande do Xingu. *Pap NAEA* (2020) doi:10.18542/papersnaea.v28i2.8106.
68. Utsunomiya, R. et al. Dewatering the Xingu River: hydrological alterations and biocultural connections among the Arara Indigenous People in the Volta Grande region, Brazilian Amazon. *Regional Environ. Change* **24**, 85 (2024).
69. Juruna, J. J. P. et al. Indigenous and ribeirinho monitoring reveals socio-environmental impacts of Xingu River drought driven by the Belo Monte dam in the Amazon. *Conservation Biology* (in press) (2025).
70. Quaresma, A. et al. Belo Monte Dam impacts: Protagonism of local people in research and monitoring reveals ecosystem service decay in Amazonian flooded vegetation. *Research Square* (2024) doi:10.21203/rs.3.rs-5090303/v1.
71. Castro-Diaz, L. et al. Multidimensional and multitemporal energy injustices: Exploring the downstream impacts of the Belo Monte hydropower dam in the Amazon. *Energy Res. Soc. Sci.* **113**, 103568 (2024).
72. Lopes, P. F. M. et al. Droughts and controlled rivers: how Belo Monte Dam has affected the food security of Amazonian riverine communities. *Environ. Conserv.* **51**, 27–35 (2024).
73. Ritter, C. D. et al. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. *Biol. Conserv.* **206**, 161–168 (2017).
74. Ribas, C. C. et al. The role of rivers in the origin and future of Amazonian biodiversity. *Nat. Rev. Biodivers.* **1**, 14–31 (2025).
75. Epe, (empresa de Pesquisa Energética). Análise socioambiental das fontes energéticas do PDE 2034. Preprint at https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-804/topico-725/NT%20An%C3%A1lise%20socioambiental%20das%20fontes%20energ%C3%A9ticas%20do%20PDE%202034%20NT010_24%20DEA.SMA.pdf (2013).
76. Filizola, N. et al. Estudos alertam para desastre ambiental associado à construção da barragem de Bem Querer no Rio Branco, Roraima. *Jornal da Ciência* No. 6485, art. 24 (2020).
77. Fearnside, P. M. Barragem de Bem Querer: Um desastre amazônico à vista. *Amazônia Real* (2020).
78. de Souza, L. S., armbru Ster, J. W. & Werneke, D. C. The influence of the Rupununi port on distribution of freshwater fish in the Rupununi district, Guyana. *Cybiurn* **36**, 31–43 (2012).
79. ICMBio, (instituto Chico Mendes de Biodiversidade). *Relatório Técnico Projetos de Usinas Hidrelétricas na Bacia do rio Branco e suas Implicações para as Unidades de Conservação Federais em Roraima e Amazonas*. Preprint at https://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Dossie/Bem_Querer/Documentos_oficiais/FINAL_RELATORIO_IMPACTOS_BACIA_RIO_BRANCO.pdf (2013).
80. Naka, L. N. et al. The Avifauna of the Rio Branco, an Amazonian evolutionary and ecological hotspot in peril. *Bird Conserv. Int.* **30**, 21–39 (2020).
81. Fearnside, P. Os preocupantes planos do Brasil para hidrelétricas na Amazônia. *Mongabay* (2020).
82. Marinho, R. R., Filizola Junior, N. P. & Cremon, É. H. Analysis of Suspended Sediment in the Anavilhanas Archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. *Water* **12**, 1073 (2020).
83. Pereira, E. B. et al. *Atlas Brasileiro de Energia Solar*. (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP, 2017).
84. Costa, N. Construção da UHE Bem Querer pode gerar desastre sem precedentes, acredita o ISA. *Fórum de Energias Renováveis* (2020).
85. Fearnside, P. M. Environmental justice and Brazil's Amazonian dams. in *Landscapes of Inequity* 85–126 (Nebraska, 2020).
86. Johnson, M. P. *Hydropower in Authoritarian Brazil*. (Cambridge University Press, Cambridge, 2024).
87. Hernández, F. F. del M. & Magalhães, S. B. Ciência, cientistas e democracia desfi gurada: o caso Belo Monte. *Novos Cad. NAEA* **14**, (2011).
88. Bratman, E. Z. Contradictions of green development: Human rights and environmental norms in light of Belo Monte Dam activism. *J. Lat. Am. Stud.* **46**, 261–289 (2014).
89. Fearnside, P. Brazil's Belo Monte Dam: Lessons of an Amazonian resource struggle. *DIE ERDE – Journal of the Geographical Society of Berlin* **148**, 167–184 (2017).
90. Fearnside, P. Belo Monte: Actors and arguments in the struggle over Brazil's most controversial Amazonian dam. *DIE ERDE – Journal of the Geographical Society of Berlin* **148**, 14–26 (2017).
91. Fearnside, P. Viewpoint – Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazonian development. *Water alternatives* **7**, 266–269 (2014).
92. Villas-Bôas, A., B.R. Garzón, C. Reis, L. Amorim & L. Leite. Dossiê Belo Monte: Não Há Condições para a Licença de Operação. Preprint at https://documentacao.socioambiental.org/noticias/anexo_noticia/31046_20150701_170921.pdf (2015).
93. Faingulernt, M. A TRAJETÓRIA HISTÓRICA DO PROCESSO DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL DA USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE. *Ambiente & Sociedade* **19**, 245–264 (2016).
94. Fearnside, P., Armenteras, D., Duponchelle, F. & Jenkins, C. N. Drivers and impacts of changes in aquatic ecosystems. (2021).
95. Alepa, (assembleia Legislativa do Estado do Pará). Comissão externa de representação para acompanhar e fiscalizar as obras de natureza condicionantes da usina hidrelétrica de Belo Monte. Diário Oficial da Assembleia Legislativa do Estado do Pará, Ano XXXIX - N° 2500. Preprint at <https://alepa.quartertec.com.br/Content/Portal/Diario/4e62c9fd-0465-494e-bf77-4ce519d4b940-2500.pdf> (2025).
96. Prudente, A. S. O terror jurídico-ditatorial da suspensão de segurança e a proibição do retrocesso no Estado Democrático de Direito. *Rev. Dir. Ação* **11**, (2013).
97. Palmquist, H. Usina Teles Pires: Justiça ordena parar e governo federal libera operação, com base em suspensão de segurança. *Ponte* (2014).
98. Palmquist, H. A hora é agora: Lula terá que decidir sobre Belo Monte. *Summa* (2023).
99. Branford, S. & Torres, M. The end of a people: Amazon dam destroys sacred Mundurucu 'Heaven'. *Mongabay* (05 de janeiro de 2017).
100. Epe, (empresa de Pesquisa Energética). Plano Nacional de Energia 2050. Preprint at <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-563/Relatorio%20Final%20do%20PNE%202050.pdf> (2020).
101. Machado Vilani, R., Fearnside, P. M. & Machado, C. J. S. Brazilian President Lula's Climate Authority challenge: pragmatism versus coalition politics. *Environ. Conserv.* 1–4 (2025).
102. Ruaro, R., Zaia Alves, G. H., Tonella, L., Ferrante, L. & Fearnside, P. M. Loosening of environmental licensing threatens Brazilian biodiversity and sustainability. *DIE ERDE* **153**, 60–64 (2022).
103. Bethônico, T. Entenda a corrida pelo hidrogênio verde e por que o Brasil pode ser uma potência. *Folha de São Paulo* (10 de janeiro de 2023).
104. Eixos. Casa dos Ventos e ArcelorMittal formam joint venture para instalação de parque híbrido solar-eólico na Bahia. *Eixos*. (23 de agosto de 2024).
105. Lemos, R. Brasil pode enriquecer com energia renovável para IA. *Folha de São Paulo* 07 de julho de 2024. (2024).
106. Climainfo. Alemanha quer parceria com Brasil por hidrogênio verde. *Climainfo* (15 de março de 2023).
107. Bianchi, P. Bahia aprova megaprojeto de eólicas sem estudo completo de impacto ambiental. *Reporter Brasil* (24 de junho de 2024).
108. Fucuchima, L. Eletrobras firma parceria para produção de hidrogênio verde no Brasil e venda à Europa. Preprint at <https://www1.folha.uol.com.br/mercado/2024/11/eletrobras-firma-parceria-para-producao-de-hidrogenio-verde-no-brasil-e-venda-a-europa.shtml> (2024).
109. Hacker. Hidrogênio verde e a necessidade de mais hidrelétricas no Brasil. (2024).
110. Ansar, A., Flyvbjerg, B., Budzier, A. & Lunn, D. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. *Energy Policy* **69**, 43–56 (2014).
111. Cimc, (comitê Interministerial Sobre Mudança do Clima). Plano Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC. Preprint at https://antigo.mma.gov.br/estruturas/smc_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf (2008).
112. Abal, A. B. do A. Estatísticas Nacionais: Alumínio primário. Preprint at <https://abal.org.br/estatisticas/nacionais/aluminio-primario/> (2025).
113. Fearnside, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. *World Dev.* **77**, 48–65 (2016).
114. Almeida Prado, F., Jr et al. How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **53**, 1132–1136 (2016).
115. Camargo, M. G. P. de. Variabilidade da vazão do Rio Xingu na região da UHE Belo Monte sob cenários de projeções multimodelo de mudança climática. (Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA), 2020). doi:10.11606/d.44.2020.tde-13022020-155411.
116. Marengo, J. A. et al. The drought of Amazonia in 2023–2024. *Am. J. Clim.* **131**, 567–597 (2024).
117. Costa, F. R. C. et al. *Policy Brief: Droughts in the Amazon*. <http://dx.doi.org/10.55161/ivyb6857> (2024) doi:10.55161/ivyb6857.
118. Aguiar-Silva, F. H. et al. Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon. *Braz. J. Biol.* **75**, 181–189 (2015).