

## **Destaques**

- Não há evidências de associações diretas entre desmatamento e indicadores de progresso socioeconômico.
- Aproximadamente 292.000 km<sup>2</sup> de cobertura florestal natural foi perdida entre 2002 e 2019.
- Em 2019, apenas 9% dos municípios tinham planos de saneamento aprovados e conectividade com a internet.

## **Contextualização: Perda florestal, agricultura e pobreza na Amazônia Brasileira**

Em 2021, o desmatamento na Amazônia brasileira atingiu o nível mais alto desde 2006 (Butler, 2021), enquanto a participação do agronegócio no Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro caiu para o nível mais baixo desde 2012 (Amorim et al., 2021; Crelier, 2021). Mas, ao mesmo tempo, a declaração nacional brasileira à Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas de 2021 afirmou que “onde há muita floresta também há muita pobreza”(Brazil, 2021)– implicando em uma relação direta de causa e efeito entre cobertura florestal e pobreza no Brasil no século XXI. Embora tais declarações sigam uma narrativa dominante de destruição ambiental como um "custo necessário" do desenvolvimento, elas não se alinham com uma crescente base de evidências que demonstram que as relações entre o desmatamento do século XXI e o desenvolvimento humano são complexas e dinâmicas (Borda-Niño et al., 2020; Busch & Ferretti-Gallon, 2017; Fischer et al., 2020; Lambin et al., 2018; Meyfroidt et al., 2022). Estas dinâmicas complexas foram comprovadas a nível regional (Caviglia-Harris et al., 2016; Kauano et al., 2020; Silva et al., 2017) e local (Mullan et al., 2018). No entanto, os caminhos para aumentar a prosperidade e reduzir a pobreza permanecem incertos em toda a Amazônia brasileira (Alves-Pinto et al., 2015; Garrett et al., 2021; Silva et al., 2017).

A pobreza, conforme definida pelas Nações Unidas, é a privação de escolhas e oportunidades que resulta na falta de capacidade básica para participar efetivamente da sociedade. A pobreza nas sociedades capitalistas está frequentemente ligada à “capacidade” econômica por meio de medidas como PIB e renda (World Bank, 2022). No entanto, a capacidade econômica pode não garantir o alívio da pobreza.

Isso tem sido apontado no caso da expansão da fronteira agrícola em regiões do Brasil onde o uso de monoculturas, mecanização e concentração de terras resultaram em deslocamento e exclusão de populações locais, conflitos sociais e perda de subsistência e acesso a recursos que costumavam pertencer às populações locais tradicionais (Sauer, 2018). E então, conforme Russo Lopes et al. (2021) a melhoria dos indicadores econômicos pode revelar um “mau desenvolvimento”, que implica em processos de mudança desiguais e excludentes que privam a maioria dos atores locais, particularmente os mais vulneráveis, das suas capacidades sociais e materiais. No entanto, os mecanismos econômicos para reduzir a pobreza representam aspectos-chave da sociedade pós-colonial brasileira (Naritomi et al., 2012) historicamente (o salário mínimo foi implementado em 1938 pelo presidente Getúlio Vargas) e, mais recentemente, por meio de programas de transferência de renda estabelecidos após a Constituição de 1988. Esses programas incluem o “Bolsa Escola”, que foi implementado em 2001 pelo governo de Fernando Henrique Cardoso, e depois expandido pelo presidente Luiz Inácio Lula da Silva como “Bolsa Família” e, mais recentemente, o “Auxílio Brasil” sob o atual presidente Jair Bolsonaro (Ministério da Cidadania, 2022). Apesar dessas ações, estima-se que em 2018 aproximadamente 23 milhões de pessoas viviam abaixo da linha de pobreza no Brasil (FGV social, disponível em <https://cps.fgv.br/Pobreza-Desigualdade>, acesso em 11 de maio de 2022).

As pessoas em situação de pobreza podem ficar sem atender as suas necessidades básicas, como moradia adequada, água potável, assistência médica – e acesso a alimentos saudáveis. Atender às necessidades presentes e futuras para simultaneamente aumentar o acesso aos alimentos e reduzir a perda de biodiversidade é um componente crítico dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e da Estrutura Global de Biodiversidade Pós 2020 (CBD, 2021) dos quais o Brasil faz parte. De fato, a falta de chuvas e as mudanças climáticas associadas ao desmatamento contínuo da Amazônia (Lovejoy & Nobre, 2018) provavelmente vão gerar não apenas redução de receitas, mas também perdas irreversíveis na capacidade agrícola de atender às necessidades das gerações futuras (Leite-Filho et al., 2021; Tanure et al., 2020). Ao mesmo tempo, a concentração contínua de populações rurais relativamente pobres em terras agrícolas degradadas e pouco produtivas tem implicações não apenas para os padrões de vida de milhões de famílias rurais, mas também para o alívio da pobreza (Barbier & Di Falco, 2021).

Embora o foco econômico para examinar o alívio da pobreza permaneça discutível, o momento de tal foco é relevante, considerando as próximas eleições presidenciais no Brasil, que é uma das maiores democracias e potências econômicas do mundo (EIU, 2021). Apesar de décadas de estudos, permanece intensamente debatido se a erosão da proteção ambiental medida como perda de floresta (a medida

mais óbvia de proteção) é econômica e socialmente justificável (Abessa et al., 2019; Bastos Lima et al., 2021; Silva Junior et al., 2020). Aqui compilamos evidências para testar duas predições que decorrem da declaração nacional brasileira, que implicam em uma relação direta de causa e efeito entre cobertura florestal e pobreza. Primeiro, os indicadores econômicos devem ser melhores onde há menos cobertura florestal em relação às áreas com mais cobertura florestal. Em segundo lugar, a população de áreas com desmatamento mais recente deve ter salários médios mais elevados e melhores indicadores socioeconômicos em comparação com locais com desmatamento menos recente.

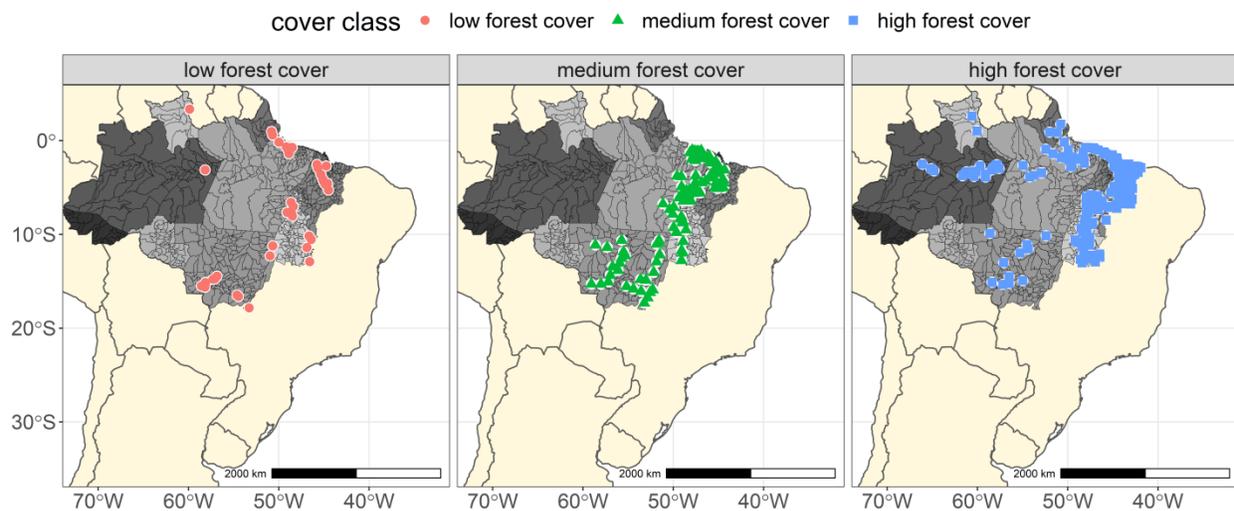


Figura 1: Área de estudo. Amazônia Brasileira na América do Sul. Mostra nove estados brasileiros em sombreado cinza com linhas cinzas demarcando as fronteiras dos municípios. Símbolos coloridos são as localizações do subconjunto de 357 municípios usados para isolar os efeitos da mudança da cobertura florestal nos indicadores socioeconômicos. Esse subconjunto foi agrupado em três classes de cobertura florestal usando a porcentagem de cobertura florestal natural em 1986 como nível de referência (“low”: menos de 40%, “medium”: mais de 60% em 1986, mas menos de 50% em 2019 e “high”: mais de 60% em 1986 e 2019 [maiores detalhes na seção de Métodos]). Os tamanhos dos símbolos foram ampliados para facilitar a visualização e locais que podem se sobrepor.

Avaliamos as mudanças anuais na cobertura florestal juntamente com indicadores econômicos e socioeconômicos para testar as duas predições nos distritos administrativos (municípios). A análise incluiu municípios de nove estados para refletir a hierarquia político-administrativa brasileira (Figura 1). Doravante, a região abrangida pelos nove estados é referida como Amazônia brasileira. Diversos tipos de

florestas são encontrados nos municípios, incluindo os biomas da Amazônia e Cerrado (savana). Para esta análise, incluímos os tipos de vegetação de floresta natural e savana como cobertura florestal (MapBiomas 2021). Dados de cobertura florestal e econômicos mais atualizados de 2002 a 2019 (IBGE, 2021; MapBiomas 2021) foram usados para testar as previsões em 794 municípios que cobrem 4,9 Mkm<sup>2</sup> e um subconjunto de 357 municípios (877 Kkm<sup>2</sup>). Este subconjunto foi selecionado para isolar os efeitos da cobertura florestal e da perda desde 1985 (ver a seção de Métodos para detalhes). O subconjunto de classes de cobertura de 357 municípios possuía uma população residente de 7.988.731 em 2019 (representando 37,8% da população total dos 794 municípios em 2019). Apenas 6 dos 357 municípios incluem concentração urbana (ver a seção de Métodos para detalhes das características dos municípios). Os dados e o código usados para produzir a análise e as figuras estão disponíveis em Norris (2022).

## **Perda florestal não está associada a indicadores econômicos**

O desmatamento contínuo na Amazônia brasileira é em grande parte impulsionado por interesses econômicos e políticos (Garrett et al., 2021; Schneider et al., 2021). O ritmo e a escala da perda florestal na Amazônia brasileira não são constantes devido em grande parte à alta heterogeneidade cultural, social e ambiental. Entre 2002 e 2019, o Produto Interno Bruto (PIB) per capita mediano aumentou mais de cinco vezes (de 679 para 3.401 US\$) e o Valor Adicionado Bruto (VAB) da agricultura per capita aumentou quase quatro vezes (de 149 para 536 US\$). Em contrapartida, o salário médio permaneceu relativamente estagnado, passando de 1,7 para 1,9 vezes o valor do salário-mínimo nacional de 2006 a 2019 (1,9 correspondeu a um salário médio de R\$ 1.862 ou US\$ 472 por mês em 2019). Este forte contraste entre as taxas de crescimento é uma indicação das profundas desigualdades que continuam cercando o desenvolvimento econômico em toda a Amazônia brasileira (Garrett et al., 2021; Russo Lopes et al., 2021).

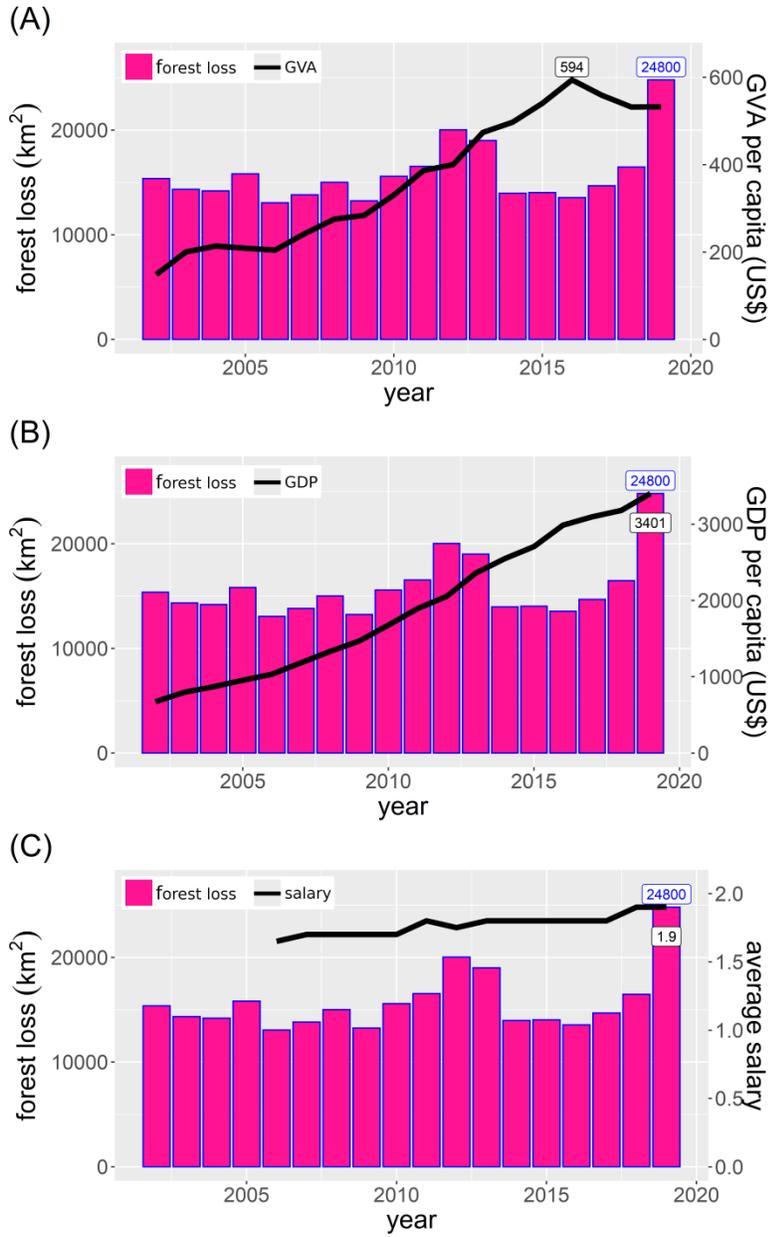


Figura 2. Indicadores econômicos e perda florestal na Amazônia brasileira. Valores anuais de perda florestal e (A) Valor Adicionado Agrícola Bruto per capita, (B) Produto Interno Bruto per capita e (C) salários de 2002 a 2019 em toda a Amazônia brasileira. As barras cor-de-rosa representam os valores anuais de perda florestal mostrando totais de transição de floresta natural (incluindo savana e formações florestais) para usos antropogênicos da terra (MapBiomas 2021). Salários expressos em proporção do valor do salário-mínimo anual (detalhes na seção de Métodos). As linhas pretas sólidas são os valores médios de 794 municípios. Os rótulos de texto mostram os valores máximos para cada série (azul para cobertura florestal e preto para os indicadores econômicos).

O desmatamento tem sido acompanhado por uma recessão econômica no Brasil, que segundo Nobre and Nobre (2018) mostra uma dissociação do desmatamento com o crescimento econômico. Um total de aproximadamente 292.194 km<sup>2</sup> de cobertura florestal natural foi convertido para uso humano da terra de 2002 a 2019 (Figura 2). As correlações entre os indicadores econômicos anuais resumidos e os valores de perda florestal foram fracas e não significativas (Spearman rho = 0,26; 0,15; 0,52 para PIB per capita, VAB agrícola per capita e salário médio, respectivamente,  $P > 0,05$ ). Os indicadores econômicos municipais também foram muito fracamente correlacionados com a perda florestal no mesmo período (Material Suplementar S1). A análise de controle de autocorrelações espaciais e temporais mostrou associações fracas e insignificantes de perda florestal expressa como km<sup>2</sup> e proporção de cobertura florestal em 1986 e indicadores econômicos (Material Suplementar S2 para resultados completos do modelo). Mais estudos são necessários para examinar esses padrões com mais profundidade para entender a contribuição de outros fatores, incluindo atividades industriais (por exemplo, construção, barragens hidrelétricas e mineração) que provavelmente contribuirão para a variação dos indicadores socioeconômicos nos 794 municípios (Abessa et al., 2019; Busch & Ferretti-Gallon, 2017; Caviglia-Harris et al., 2016; Garrett et al., 2021; Stabile et al., 2020).

A análise do subconjunto representativo de 357 municípios não indicou diferença significativa nos indicadores econômicos de 2006 a 2019 entre as classes de cobertura florestal (Figura 3). Esta análise é a primeira que temos conhecimento que fornece evidência empírica para a contínua dissociação de indicadores econômicos e desmatamento em toda a Amazônia brasileira, controlando para autocorrelação temporal e espacial. O controle de autocorrelações espaciais e temporais confirmou que não houve diferenças estatísticas no VAB agrícola per capita, PIB per capita ou salário entre as três classes de cobertura (Modelos Aditivos Generalizados [GAMs],  $P > 0,12$  para classes de cobertura que explicam o VAB agrícola per capita, PIB per capita e salário, Material Suplementar S3 para resultados do modelo). A mesma comparação feita com a série temporal mais longa (2002 – 2019) para PIB e VAB agrícola per capita também não mostrou diferença estatística nos indicadores econômicos entre as três classes de cobertura. Não houve evidência de diferenças nos tamanhos das amostras ou de variáveis de seleção omitidas não observadas gerando qualquer viés sistemático (Material Suplementar S5).

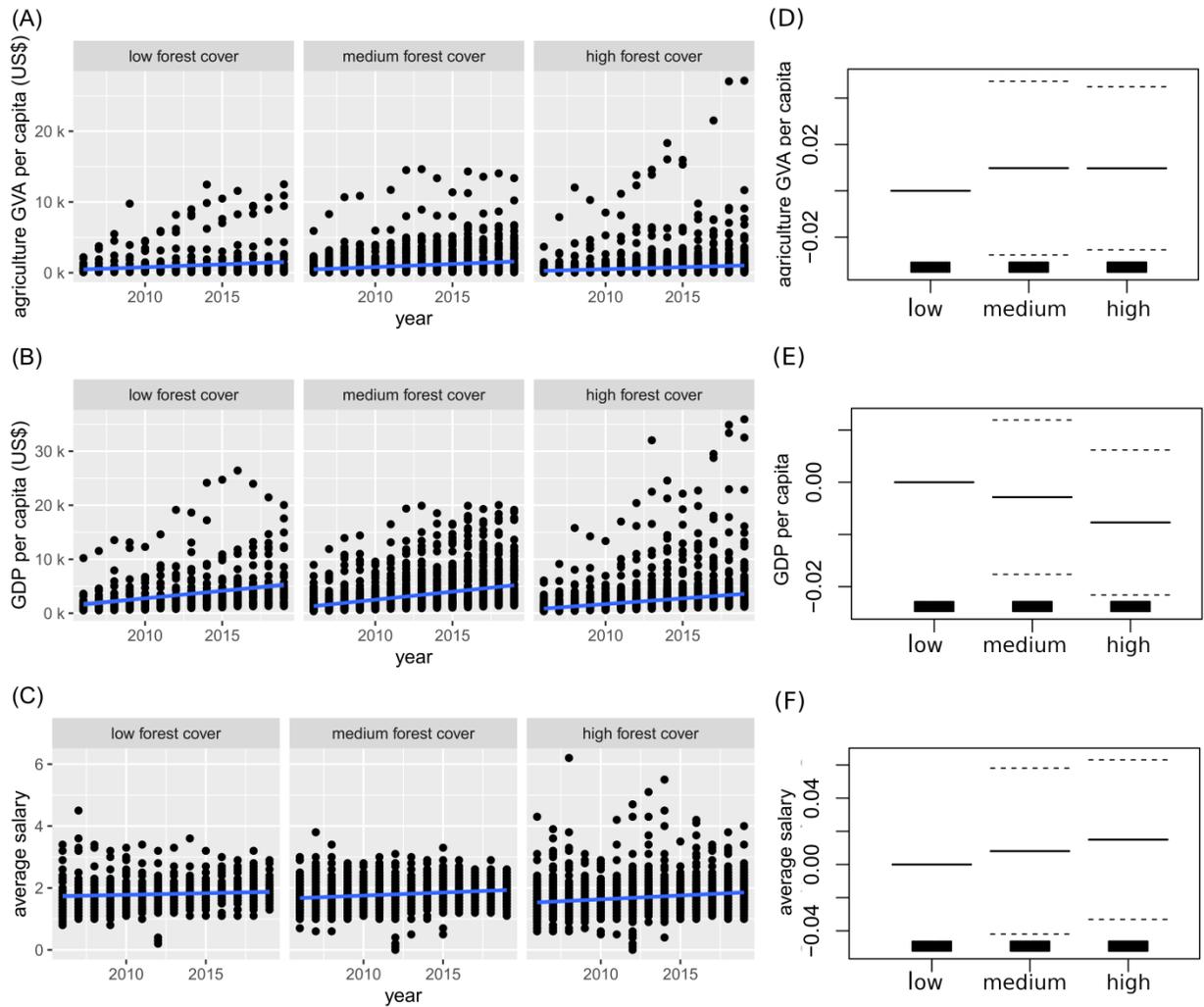
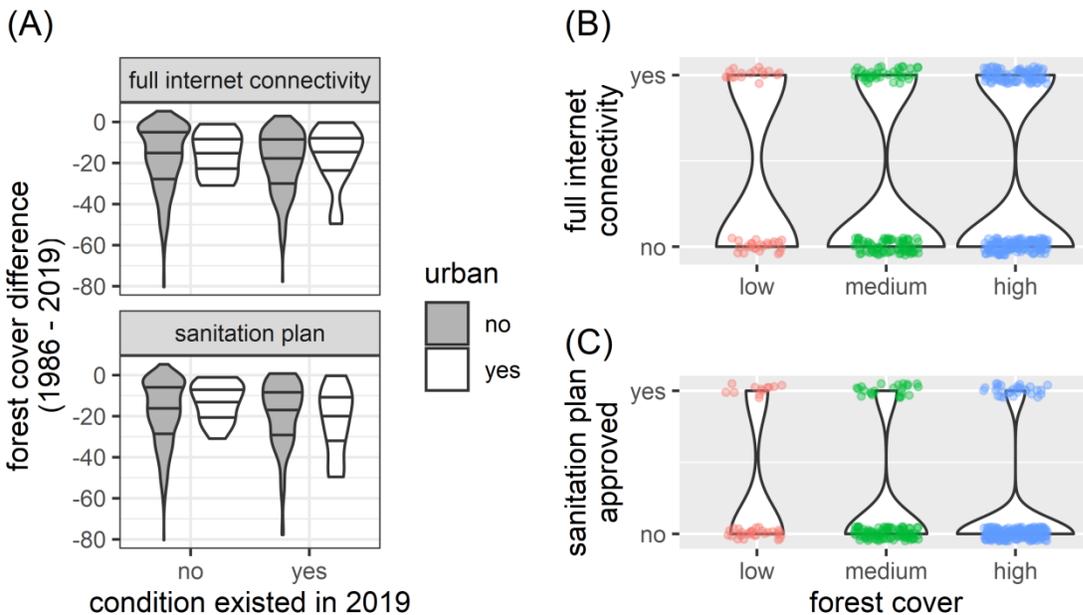


Figura 3. Indicadores econômicos e mudança da cobertura florestal. Comparação de três indicadores econômicos entre as classes de cobertura florestal. Tendências anuais de 2006 a 2019 (A a C) e gráficos parciais GAM (D a F) de três indicadores econômicos, de cima para baixo: Valor Agregado Bruto Agrícola per capita, Produto Interno Bruto per capita e salários (expressos em proporção do valor do salário-mínimo anual). Esses indicadores são comparados entre um subconjunto de 357 municípios com proporções contrastantes de cobertura florestal natural. (A a C) A linha azul sólida é a tendência linear ao longo do tempo adicionada para auxiliar na interpretação visual. (D a F) Os gráficos parciais mostram efeitos marginais das classes de cobertura sobre os indicadores econômicos. Os efeitos marginais são apresentados na escala do link e centrados em torno do termo constante do modelo (linhas horizontais sólidas são os valores médios, linhas horizontais tracejadas é o erro padrão 2x da média). O subconjunto foi selecionado para isolar os efeitos da mudança da cobertura florestal nos indicadores econômicos; com municípios agrupados em três classes de cobertura florestal usando percentual de cobertura florestal natural em 1986 como nível de referência (“low”: menos de 40%, “medium”: mais de 60% em 1986 mas menos de 50% em 2019 e “high” mais de 60% em 1986 e 2019 [detalhes na seção de Métodos]).

## Perda florestal não está associada a indicadores socioeconômicos

Os atuais caminhos de desenvolvimento econômico estão levando não apenas à perda de florestas, mas também podem levar à pobreza e ao aumento de conflitos na Amazônia brasileira (Bastos Lima et al., 2021; Rodrigues et al., 2009; Silva Junior et al., 2020). O desenvolvimento contínuo do agronegócio surge (pelo menos em parte) de décadas sem alternativas econômicas viáveis em toda a Amazônia brasileira (Garrett et al., 2021; Schneider et al., 2021). O desenvolvimento do agronegócio é generalizado, com regiões experimentando o desenvolvimento do agronegócio, incluindo estados com desmatamento em rápida expansão, como Tocantins, mas também o estado brasileiro mais protegido, o Amapá (Schneider et al., 2021). Além da degradação ambiental, as atuais cadeias produtivas do agronegócio têm limitada inclusão para os pobres rurais (Ferrante & Fearnside, 2019; Garrett et al., 2021; Russo Lopes et al., 2021). Portanto, não surpreende que apenas 8,7% dos 794 municípios (com um aumento médio de cinco vezes no PIB em 18 anos) tenham um plano de saneamento aprovado e conectividade completa à internet entre os centros administrativos em 2019 (consulte a seção de Métodos para definições de plano de saneamento e conectividade completa à Internet).



**Figura 4. Perda florestal e indicadores socioeconômicos.** Comparação da existência de duas condições socioeconômicas e mudança de cobertura florestal entre todos os 794 municípios (A) e entre o subconjunto representativo de 357 municípios (B, C). O subconjunto foi selecionado para isolar os efeitos da mudança da cobertura florestal nos indicadores socioeconômicos. Esse subconjunto de cobertura florestal foi agrupado em três classes de cobertura florestal usando a porcentagem de cobertura florestal natural em 1986 como nível de referência (“low”: menos de 40%, “medium”: mais de 60% em 1986, mas menos de 50% em 2019 e “high” mais de 60% em 1986 e 2019 [detalhes na seção de Métodos]).

Havia conectividade completa de internet entre os centros administrativos em menos da metade (40,9%) dos municípios e menos de um em cada cinco municípios (19,9%) tinha plano de saneamento aprovado até 2019 (Figura 4). A perda florestal (% da área de 1986) entre 1986 e 2019 foi a mesma entre municípios com ou sem esses indicadores, com tendência central semelhante e distribuição de mudança de cobertura florestal entre municípios (Figura 4, A). Também não houve diferença significativa na proporção de municípios com plano de saneamento e conectividade completa à internet entre as três diferentes classes de cobertura florestal ( $\chi^2$  1.44,  $df = 2$   $P = 0.4876$ , Figura 4 C, D).

Mudanças no uso da terra para a produção de alimentos podem, em alguns casos, melhorar as condições de vida, porém mudanças extensas na cobertura florestal não parecem ter um efeito semelhante na Amazônia brasileira. A falta generalizada de condições básicas em toda a Amazônia brasileira está bem documentada. Por exemplo, um relatório recente do governo mostrou que apenas 58,9% da população da região Norte (incluindo Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Roraima, Rondônia e Tocantins) tinha acesso à água potável em 2020 (MDR, 2021). Esses problemas também foram apontados por uma análise recente que mostrou que o Brasil — membro do G20 e a sexta nação mais populosa — ficou em apenas 71º lugar em uma avaliação de capital humano que leva em consideração mortalidade e educação (Lim et al., 2018). Como há fraquezas sistemáticas claras na atual trajetória de desenvolvimento, é importante reforçar caminhos alternativos de desenvolvimento sustentável que possam acelerar o alívio da pobreza sem desmatamento (Carvalho et al., 2022; Garrett et al., 2021; Moutinho et al., 2016; Stark et al., 2022). Além disso, como a perda de floresta não parece beneficiar os municípios onde o desmatamento está acontecendo, nossa análise fornece evidências empíricas não apenas de dissociação contínua, mas também de desigualdades acentuadas e “mau desenvolvimento” em toda a Amazônia brasileira (Russo Lopes et al., 2021).

Embora haja uma base teórica sólida para o desenvolvimento sustentável futuro (Daw et al., 2011; Shyamsundar et al., 2020; Stark et al., 2022), exemplos de alternativas de desmatamento zero que atendem às necessidades presentes e futuras permanecem raros em regiões tropicais (Pinho et al., 2014). O governo brasileiro se comprometeu a zerar o desmatamento ilegal, no entanto, considerando a recente fraqueza na aplicação da legislação ambiental (Carvalho et al., 2022) tais compromissos podem ficar muito aquém de garantir a conservação do vasto capital natural para as gerações futuras, juntamente com melhorias proporcionais no bem-estar local antes que pontos críticos sejam alcançados (Bastos Lima et al., 2021; Boucher & Chi, 2018; Boulton et al., 2022; Carvalho et al., 2022; Ferrante & Fearnside, 2019; Lovejoy & Nobre, 2018; Moutinho et al., 2016; Pereira et al., 2020; Silva Junior et al.,

2020). Além disso, o desmatamento legal associado ao desenvolvimento do agronegócio pode criar desigualdades; com desmatamento ilegal zero atualmente contando com soluções baseadas no mercado. A pesquisa sugere, no entanto, que as iniciativas de mercado por si só, sem medidas adicionais, incluindo políticas regulatórias efetivamente aplicadas, não alcançarão os resultados ambientais ou sociais necessários (Boulton et al., 2022; Moutinho et al., 2016; Pereira et al., 2020; Russo Lopes et al., 2021; Silva Junior et al., 2020).

Devido à heterogeneidade e desigualdade que persiste na Amazônia brasileira, as políticas governamentais devem facilitar a criação de diversas alternativas para o desenvolvimento sustentável, explorando o potencial subutilizado dos recursos naturais existentes, incluindo a biodiversidade. Isso pode incluir a exploração sustentável do potencial da biodiversidade para manter as florestas em pé e, ao mesmo tempo, ser socialmente inclusivo (Nobre & Nobre, 2018). Uma dessas vias é através de uma “bioeconomia”, na qual os recursos naturais são apropriados de forma a manter a integridade e autonomia dos recursos, sem seguir sistemas industriais de grande escala em que a exploração dos recursos naturais é sustentada pelo controle de produção (Abramovay et al., 2021; Costa et al., 2021). Nesse caso, estratégias que reduzam a pobreza podem até representar um método eficaz para reduzir o desmatamento, combinando conservação florestal com bem-estar social (da Silva Medina et al., 2022; Miyamoto, 2020).

A recente eclosão da guerra na Ucrânia destaca os impactos de depender de mercados agrícolas globalizados e reforça a necessidade de caminhos alternativos de desenvolvimento. Apesar de desmatar áreas florestais maiores do que muitas nações do mundo, a dependência das cadeias globais de suprimentos agrícolas pode representar um risco para a segurança alimentar no Brasil. Por exemplo, o presidente Jair Bolsonaro enfatizou questões relacionadas à segurança alimentar e foi citado em março de 2022 dizendo que, se a guerra na Ucrânia continuar, medidas drásticas podem ser necessárias para atender às necessidades nutricionais básicas (Paraguassu, 2022). Essa preocupação vem de insumos intensivos de fertilizantes exigidos por grandes culturas, como a soja, que dependem do potássio importado da Rússia. Tais preocupações reforçam ainda mais a necessidade de caminhos sustentáveis para uma bioeconomia amazônica (Abramovay et al., 2021; Costa et al., 2021). Para que isto aconteça, Abramovay et al. (2021) destacaram quatro elementos fundamentais: “a) Reconhecimento de que, por princípios éticos, o fortalecimento da economia florestal deve apoiar a melhoria dos meios de subsistência locais; b) Sinalização institucional contra ilegalidade e desmatamento; c) Melhoria da qualidade da informação sobre os diversos produtos e suas cadeias de valor; e d) Provocar o surgimento

de mercados dinâmicos como alternativas aos mercados incompletos, socialmente injustos e imperfeitos que hoje dominam a economia florestal”.

A adoção de práticas que evitem tanto o desmatamento quanto a degradação pode andar de mãos dadas com estratégias de alívio da pobreza (Di Sacco et al., 2021). A perda florestal na fronteira agrícola amazônica continua sendo subsidiada por (1) regularização fundiária que incentiva a grilagem, (2) programas de reforma agrária, (3) crédito rural dissociado da propriedade formal da terra, (4) rebaixamento da legislação ambiental e sua efetividade e (5) anistia para violações de desmatamento ilegal e incitações ao descumprimento e à substituição entre mercados e atores que diminui a eficácia das regulamentações. (Azevedo-Ramos & Moutinho, 2018; Boucher & Chi, 2018; Ferrante & Fearnside, 2019; Garrett et al., 2021; Guimarães de Araújo, 2020; le Polain de Waroux et al., 2019; Pereira et al., 2020; Rajão et al., 2020). Além da perda florestal, a degradação florestal é um desafio crescente (Bullock et al., 2020). A regeneração e a restauração podem simultaneamente neutralizar a degradação, reduzir as emissões de gases de efeito estufa e melhorar os climas locais e a resiliência do ecossistema (Rajão et al., 2020). No entanto, essa gestão ativa adiciona tempo e custos adicionais, o que pode ser desproporcionalmente proibitivo para agricultores de pequena escala que podem se tornar ainda mais endividados sem investimentos adequados, tais como empréstimos sem juros e capacitação (Gil et al., 2016).

Uma ressalva potencial para nossas descobertas é que nossa análise se concentra especificamente nas associações diretas entre a perda florestal e os indicadores socioeconômicos. Não avaliamos efeitos através e/ou entre cadeias produtivas que possam, direta e indiretamente, contribuir para a variação dos indicadores econômicos (por exemplo, PIB) entre os municípios. Tais efeitos são, no entanto, provavelmente secundários/marginais, considerando a escala temporal e espacial de nossa análise. A ampla concordância entre nossas descobertas e estudos anteriores também sugere que os padrões são reflexos justos e não viesados das mudanças na cobertura florestal e suas associações entre os 5 Mkm<sup>2</sup>. Além disso, a divisão das classes de cobertura e a identificação dos subconjuntos foi impulsionada em grande parte pelo tamanho da amostra de municípios com diferentes proporções de cobertura florestal natural. Com base na escala temporal e espacial de nossa análise, assumimos que as tendências encontradas serão robustas à potencial incerteza associada aos critérios usados para selecionar um subconjunto representativo de municípios. Há potencial para estudos futuros adotarem técnicas como correspondência estatística e regressões em painel (Schleicher et al., 2020) que podem fornecer *insights* adicionais para comparações entre municípios. Esses estudos também podem incluir uma gama mais

ampla de variáveis socioeconômicas que podem ajudar a fornecer uma avaliação mais detalhada dos padrões de escala local para identificar o que está impulsionando o desenvolvimento socioeconômico e o “mau desenvolvimento” na Amazônia brasileira.

### **Implicações para conservação**

Nossas descobertas apoiam evidências de todos os trópicos que mostram que o desmatamento pode ser um benefício de curto prazo para as economias agrícolas, mas não necessariamente gera sistemas de produção transformadores e equitativos ou alívio da pobreza. A redução da pobreza pode ser alcançada em toda a Amazônia brasileira sem perda de florestas por meio de medidas que melhorem diretamente o saneamento e a educação, facilitem maior acesso a recursos e criem oportunidades para aproveitar as tecnologias e políticas disponíveis.

## Métodos

### Fontes dos dados

Compilamos os dados mais atualizados de fontes publicamente disponíveis (Tabela 1) para testar duas predições de relação de causa e efeito direta implícita entre cobertura florestal e pobreza entre municípios de nove estados brasileiros (Amapá, Amazonas, Acre, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Tocantins, Rondônia, Roraima). Os resultados apresentados são provenientes de 794 dos 808 municípios com dados econômicos disponíveis em 2019 (IBGE, 2021). Os municípios das capitais estaduais não foram incluídos em nenhuma das análises, pois representam trajetórias distintas de desenvolvimento socioeconômico dentro e entre os estados e provavelmente não são representativos de mudanças devido à perda florestal. Embora os municípios da capital incluam uma grande proporção da população do estado (IBGE, 2021), eles não foram incluídos, pois estávamos interessados nas relações diretas entre a cobertura florestal e os indicadores econômicos, não uma quantificação dos caminhos da cadeia de consumo. Também foram excluídos os municípios cujas fronteiras geográficas mudaram de 2002 para 2019.

Tabela 1. Dados anuais para municípios da Amazônia brasileira.

Variável	Fonte	Anos	Relação esperada se as predições forem verdadeiras
<b>Perda florestal</b>			
Cobertura Florestal e perda	(MapBiomass 2021)	1985 - 2019	
<b>Indicadores Econômicos</b>			
PIB e VAB para municípios (valores de moeda padronizados)	(IBGE, 2021)	2002 - 2019	Associação positiva com perda florestal crescente.
Salário médio	(IBGE, 2019a)	2006 - 2019	Associação positiva com perda florestal crescente.
<b>Indicadores Socioeconômicos</b>			
Plano de saneamento	(IBGE, 2019b)	2019	Associação positiva com perda florestal crescente.
Conectividade à internet	(IBGE, 2019b)	2019	Associação positiva com perda florestal crescente.

Os dados espaciais incluindo localização e tamanho do município foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) disponíveis em <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>.

### **Perda florestal**

Usamos a perda florestal recente (soma acumulada da perda dos cinco anos anteriores) para comparar as mudanças entre os municípios. Esse período de cinco anos foi escolhido com base em fortes correlações que impediram a inclusão de diferentes períodos de perda florestal no mesmo modelo (correlações de Pearson  $> 0,87$  entre períodos de dois a cinco anos, Material Suplementar S1) e análise de correlação cruzada da associação temporal entre medidas econômicas e perda florestal (Material Suplementar S4). Como as correlações de pares foram tão fortes (Material Suplementar S1), assumimos que os resultados na escala de nossa análise serão consistentes em toda o intervalo de valores defasados. O período de cinco anos utilizado em nosso estudo segue a escala de tempo adotada por um estudo anterior que relaciona desmatamento e expansão de pastagens (zu Ermgassen et al., 2020). A perda de floresta foi quantificada usando dados derivados de dados anuais de uso e cobertura da terra disponíveis gratuitamente de 1985 a 2020 (MapBiomas 2021). O Projeto Brasileiro de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura da Terra (MapBiomas) é uma colaboração entre cientistas que começou em 2015. Técnicas de sensoriamento remoto são usadas para calcular uma variedade de dados de cobertura e uso da terra obtidos a partir de imagens Landsat (resolução 30 x 30 m); com os dados raster processados em diferentes produtos que estão disponíveis gratuitamente (Souza et al., 2020). Os valores anuais de perda florestal por município foram obtidos a partir de resumos pré-calculados das áreas onde ocorreu a transição de floresta natural (incluindo savana e formações florestais) para cobertura antrópica (MapBiomas Collection 6, disponível em <https://mapbiomas.org/en/statistics>, (MapBiomas 2021)). Como o foco estava em mudanças de grande escala entre os municípios, a perda florestal foi expressa como a área total de floresta somada por município (incluindo savana natural e formações florestais) que foi convertida para uso humano da terra a cada ano.

### **Indicadores Econômicos**

Para comparar os indicadores econômicos foram utilizados dados anuais por município compilados e mantidos pelo IBGE (IBGE, 2021). Há um atraso de dois anos entre a coleta e a publicação das contas nacionais oficiais brasileiras e os dados econômicos mais recentes em nível municipal disponíveis eram

de 2019 (divulgados em 17 de dezembro de 2021) e, portanto, não incluem alterações devido à pandemia de Covid-19. Três variáveis de resposta econômica foram Produto Interno Bruto (PIB) per capita, Valor Agregado Bruto (VAB) agrícola per capita e salário médio por município. Esses três indicadores foram escolhidos para representar componentes distintos do crescimento econômico em toda a área de estudo. O PIB é a soma de todos os bens e serviços, e o VAB agrícola é a contribuição do setor agrícola para o PIB (Kauano et al., 2020; Lipscomb & Prabakaran, 2020; Nobre et al., 2016). Como a agricultura é o principal motor do desmatamento na Amazônia brasileira (Faria & Almeida, 2016; Garrett et al., 2021), também incluímos o VAB agrícola per capita, uma vez que os retornos econômicos da perda florestal seriam mais fortes e mais primeiro refletidos no VAB agrícola do que no PIB. A população residente, o VAB agrícola e o PIB de 2002 a 2019 foram usados para calcular o VAB agrícola per capita e o PIB per capita. Todos os valores foram padronizados (por exemplo, corrigidos pela inflação) como parte do processo de compilação de dados do IBGE e são diretamente comparáveis entre os anos de 2002 a 2019. O salário médio por município foi usado para representar mais de perto a situação econômica da população de 2006 a 2019. O salário médio foi expresso em proporção do salário-mínimo nacional, representando assim o poder de compra dos trabalhadores dentro de cada município. O salário-mínimo nacional é atualizado anualmente pelo Governo Federal do Brasil usando um cálculo que inclui a inflação e o PIB do ano anterior. Embora este salário-mínimo nacional não represente diretamente a população que vive de subsistência e/ou com emprego informal, nós o incluímos, pois é provável que represente o melhor indicador de renda entre as populações municipais.

## **Indicadores socioeconômicos**

Além dos indicadores econômicos, também comparamos a cobertura/perda florestal com dois indicadores socioeconômicos: a existência de plano de saneamento e conectividade com a internet. Deve-se tomar cuidado para representar a pobreza e o contexto do uso desta palavra. A pobreza tem definições complexas e formas de medição que diferem de acordo com o contexto e o uso. Aqui consideramos a pobreza como um estado ou condição em que uma pessoa ou comunidade carece de recursos e essenciais para um padrão mínimo de vida (bem-estar). A escolha de dois indicadores socioeconômicos seguiu princípios estabelecidos por estruturas como a Abordagem de Subsistência Sustentável (Scoones, 1998) e foi baseada em dados anuais disponíveis e contexto dos objetivos do estudo. Esses dois indicadores foram selecionados por serem proxies para uma ampla gama de

indicadores básicos, necessários para permitir o desenvolvimento socioeconômico futuro e que provavelmente mudarão ao longo do período de estudo de 18 anos (2002 a 2019). A existência de um plano municipal de saneamento foi utilizada para representar amplamente as condições de saneamento e saúde. A conectividade com a Internet foi incluída como um proxy para infraestrutura, acesso e oportunidade. Um plano de saneamento aprovado é um passo fundamental necessário para investimentos e melhorias em saneamento e saúde nos municípios. A Internet é amplamente utilizada em todo o Brasil e muitos dos sistemas de administração em nível nacional (por exemplo, impostos, empréstimos, benefícios, ingresso em universidades públicas e bancos) são acessados única ou predominantemente por meio de sistemas online. O acesso à internet foi representado pela conectividade em 2019 entre os escritórios/centros administrativos governamentais de cada município. Isso foi incluído porque a conectividade completa entre os centros administrativos provavelmente representaria o melhor cenário para disponibilidade e cobertura da Internet para as populações locais em cada município.

### **Identificação de subconjunto e seleção de municípios comparáveis.**

Um subconjunto dos 794 municípios foi selecionado para ajudar a isolar os efeitos da mudança da cobertura florestal e controlar a variação causada por características que podem influenciar de forma confusa os indicadores econômicos. Não seguimos o que foi adotado por Rodrigues et al. (2009), em vez disso, estabelecemos grupos de classes de cobertura claramente separados. Os municípios foram agrupados pela primeira vez com base na proporção de cobertura florestal natural em 1986. Como poderia haver variação anual na qualidade da imagem de satélite, foi usada uma mediana de cobertura florestal natural de 1985, 1986 e 1987 (cobertura florestal 1986 daqui em diante). Um limite inferior a 40% para uma classe de cobertura florestal “low” foi escolhido, pois havia muito poucos municípios com menos de 30% de cobertura florestal e menos de 50% de área indígena em 1986 (n=16). Municípios com alta (pelo menos 50%) área de cobertura indígena não foram incluídos, pois devido a profundas diferenças culturais, sociais, administrativas e legais, essas áreas provavelmente terão trajetórias de desenvolvimento distintas em comparação com aquelas com pouca ou nenhuma cobertura de área indígena.

Para incluir o mesmo intervalo de gradiente (0 a 40%), uma faixa de cobertura florestal de 60 a 100% foi escolhida para representar os municípios com mais floresta, excluindo assim valores de cobertura

intermediários e gerando grupos de classes de cobertura claramente distinguíveis. O grupo com mais floresta (municípios com mais de 60% de cobertura florestal natural e menos de 50% de área indígena) foi ainda separado em municípios que ainda mantinham pelo menos 60% de cobertura florestal natural em 2019 (“high”) e aqueles com menos de 50% de cobertura florestal natural em 2019 (“medium”). Este valor de 50% está abaixo do limite “meio mundo” necessário para a conservação da biodiversidade (Dinerstein et al., 2017; Leite-Filho et al., 2021) e do valor de 60% estimado com a estrutura de limites planetários como a cobertura florestal tropical natural mínima necessária para permanecer dentro do “espaço operacional seguro” da Terra (Steffen et al., 2015). A cobertura florestal em 2019 foi obtida a partir da mediana dos valores de 2018, 2019 e 2020 (2019 daqui em diante).

Para fornecer uma comparação válida das diferenças devido à mudança de cobertura florestal, a distribuição de valores para as principais variáveis socioeconômicas substitutas da classe florestal “low” foi usada para selecionar o subconjunto das outras duas classes. A classe de baixa cobertura florestal (“low”) foi usada como classe de referência, com os valores das variáveis dessa classe usados para selecionar municípios com média (“medium”) e alta (“high”) cobertura florestal que eram amplamente comparáveis em termos de características socioeconômicas de 2002 a 2019. A classe de baixa cobertura florestal incluiu municípios de 7 estados (Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Roraima e Tocantins). Portanto, os municípios foram incluídos apenas nesses sete estados, pois diferentes estados têm padrões de desenvolvimento e administração históricos e atuais contrastantes.

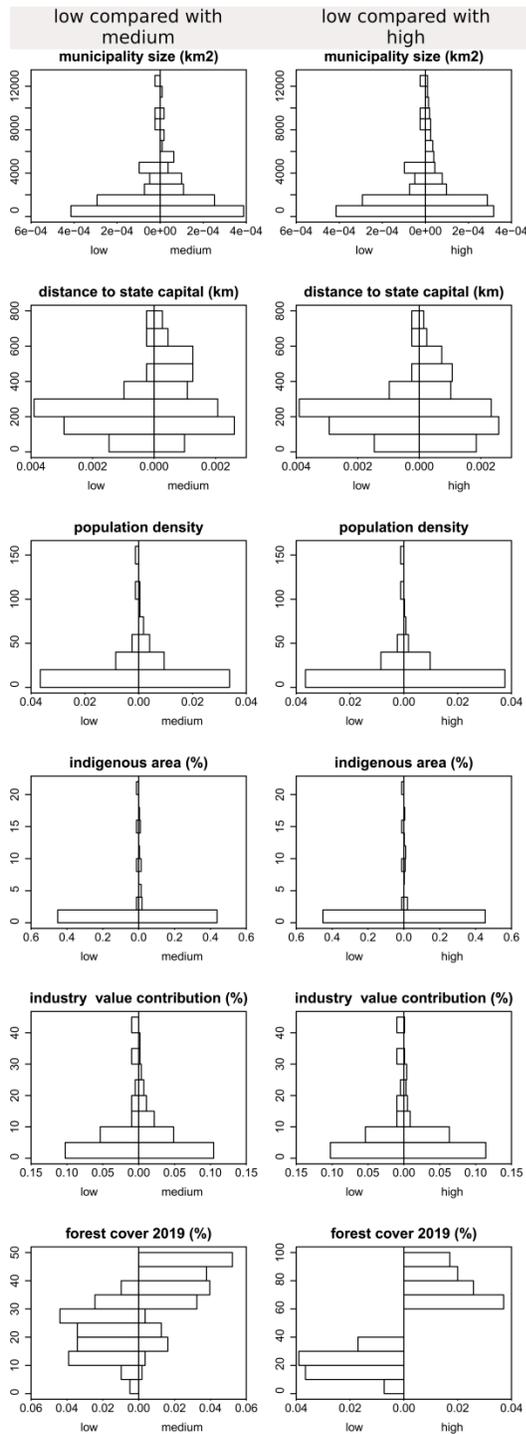
Tabela 2. Características socioeconômicas do subconjunto de municípios selecionado. Esse subconjunto de cobertura foi agrupado em três classes de cobertura florestal usando a porcentagem de cobertura florestal natural em 1986 como nível de referência (“low”: menos de 40%, “medium”: mais de 60% em 1986, mas menos de 50% em 2019 e “high” mais de 60% em 1986 e 2019).

	Low		Medium		High	
<b>Descrição do subconjunto</b>						
Número de municípios	41		111		205	
Número de estados	7		4		7	
Área total do município (km <sup>2</sup> )	89 K		243 K		557 K	
Concentração urbana (total sim:não)	1:40		2:109		3:202	
Processos de mineração de ouro	0		0		0	
<b>Características</b>	<b>mediana</b>	<b>intervalo</b>	<b>mediana</b>	<b>intervalo</b>	<b>mediana</b>	<b>intervalo</b>
Cobertura florestal 1986	32.9	(4.8 – 39.6)	70.5	(60.2 – 92.7)	85.8	(60.6 – 99.5)
Cobertura florestal 2019	21.7	(4.7 – 39.1)	38.9	(8.9 – 49.9)	74.7	(60.2 – 99.4)
Tamanho do município (km <sup>2</sup> )	1288	(200 – 12535)	1392	(150 – 11355)	1632	(159 – 12274)
Distância da capital (km)	211	(44.1 – 753)	269	(40.9 – 735)	215	(19.4 – 741)
Densidade populacional	7.7	(0.2 – 150)	13.2	(0.8 – 103)	9.1	(0.4 – 88.7)

Valor adicionado bruto industrial	5.0 (1.6– 41.5)	4.9 (2.0 – 36.0)	4.7 (1.3– 41.5)
Terras indígenas	0 (0– 21.1)	0 (0– 17.0)	0 (0– 17.8)

As principais variáveis socioeconômicas foram utilizadas para selecionar uma amostra representativa de municípios com tendência central (mediana) e amplitude de valores semelhantes (Tabela 2).

- Tamanho do município: O tamanho pode, direta e indiretamente, afetar o desenvolvimento por meio de questões como logística, diversidade de habitats e recursos naturais.
- Distância da capital do estado: Municípios mais próximos das capitais provavelmente terão melhor infraestrutura, logística e acesso aos mercados.
- As atividades industriais contribuem fortemente para o desenvolvimento econômico da Amazônia brasileira. Esta indústria inclui mineração, geração de eletricidade (por exemplo, energia hidrelétrica) e construção. A contribuição do setor industrial foi expressa em % do total do Valor Agregado Bruto ao ano por município.
- A densidade populacional é uma proxy das necessidades e consumo da população.



**Figura 5. Distribuição dos valores das variáveis socioeconômicas entre os municípios agrupados em três classes de cobertura florestal.** Subconjunto agrupado em três classes de cobertura florestal usando percentual de cobertura florestal natural em 1986 como nível de referência (“low”: menos de 40%, “medium”: mais de 60% em 1986, mas menos de 50% em 2019 e “high” mais de 60% em 1986 e 2019).

As comparações pareadas também mostraram que a distribuição dos valores das variáveis socioeconômicas foi semelhante entre as classes de cobertura florestal (Kolmogorov-Smirnov  $P > 0,05$  para todas as comparações pareadas com exceção das porcentagens de cobertura florestal, Figura 5).

## **Análise**

Todas as análises foram feitas com valores originais da moeda brasileira. Os valores foram convertidos para US\$ no texto, figuras e tabelas para facilitar a comparação com estudos anteriores (taxa de 2019 de US\$ 1 a R\$ 3,946).

Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) foram usados para estabelecer evidências de associações entre perda florestal e indicadores econômicos. GAMs são uma técnica de modelagem poderosa e flexível (Pedersen et al., 2019; van Rij et al., 2019) que foi escolhida para desenvolver modelos para testar as duas predições com os dados disponíveis, pois as respostas que representam os indicadores econômicos podem ser explicadas usando modelos de efeitos mistos aditivos generalizados com uma combinação de termos paramétricos, não paramétricos (suavizados não linear) e aleatórios (Pedersen et al., 2019; van Rij et al., 2019; Wood, 2006; Wood, 2020). Essa abordagem fornece uma descrição sistemática dos padrões nos dados, em vez de se concentrar apenas na significância estatística das diferenças entre a resposta e as variáveis explicativas (Pedersen et al., 2019; van Rij et al., 2019). Um processo de verificação de modelo iterativo foi adotado para garantir que o ajuste do modelo seja numericamente estável e inferências robustas (Wood, 2006; Zuur et al., 2010), cópias dos dados e códigos usados estão disponíveis em <https://doi.org/10.5281/zenodo.6536826>.

Todos os modelos foram executados com a família de erros Tweedie (Dunn, 2017; Tweedie, 1984) e estimados usando máxima verossimilhança restrita (REML, (Pedersen et al., 2019; Wood, 2006)). As três respostas dos indicadores econômicos foram modeladas com a perda florestal anual (soma acumulada da perda dos cinco anos anteriores) expressa em  $\text{km}^2$  e como % da cobertura florestal de 1986 em cada município (Material Suplementar S2 para especificações e resultados do modelo). As relações espaciais foram incluídas usando as coordenadas geográficas da Prefeitura (centro administrativo) de cada município. A distância euclidiana (km) de cada município até a capital do estado foi calculada entre as coordenadas das respectivas prefeituras. As relações temporais foram modeladas incluindo o ano como variável explicativa suavizada e um processo AR1 para matriz de correlação residual (estrutura de correlação autorregressiva). Para testar se as diferentes classes de cobertura no subconjunto selecionado de municípios explicavam a variação nos três indicadores econômicos, a classe de cobertura foi incluída

como fator categórico no GAMs em vez da perda florestal anual (Material Suplementar S3 para especificações e resultados do modelo). Todos os modelos foram verificados para autocorrelação espacial por meio de semivariogramas de resíduos de modelo e para autocorrelação temporal por meio de gráficos de autocorrelação de resíduos de modelo (Wood, 2006; Zuur et al., 2010).

## Referências

- Abessa, D., Famá, A., & Buruaem, L. (2019). The systematic dismantling of Brazilian environmental laws risks losses on all fronts. *Nature Ecology & Evolution*, 3(4), 510-511. doi:<https://doi.org/10.1038/s41559-019-0855-9>
- Abramovay, R., Ferreira, J., Costa, F. d. A., Ehrlich, M., Castro Euler, A. M., Young, C. E. F., . . . Villanova, L. (2021). The New Bioeconomy in the Amazon: Opportunities and Challenges for Healthy, Standing Forests and Flowing Rivers. In C. Nobre, A. A. Encalada, E. F. B. Roca Alcazar, M Mena, C, M. Peña-Claros, G. Poveda, Rodriguez, JP Saleska, S Trumbore, S, Val AL, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. R. A. Alencar, C , D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H. B. Barretto Filho, J Berenguer, E Bortolotto, F , F. Costa, M. Costa, N. Cuvi, P. F. Fearnside, J, B. Flores, S. Frieri, L. Gatti, J. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D. Lapola, C. Larrea, D. Larrea-Alcazar, Z. M. Lehm Ardaya, Y, J. M. Marengo, J, R. M. M. Moraes, P Murmis, MR, E. Neves, B. Paez, L. Painter, A. Ramos, M. Rosero-Peña, M. Schminck, P. Sist, H. ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, & G. Zapata-Ríos (Eds.), *Amazon Assessment Report 2021*. New York, USA: United Nations Sustainable Development Solutions Network.
- Alves-Pinto, H. N., Newton, P., & Pinto, L. F. G. (2015). Reducing Deforestation and Enhancing Sustainability in Commodity Supply Chains: Interactions between Governance Interventions and Cattle Certification in Brazil. *Tropical Conservation Science*, 8(4), 1053-1079. doi:<https://doi.org/10.1177/194008291500800414>
- Amorim, D., Neder, V., & Duarte, I. (2021, 02/12/2021). Queda de 8% no PIB da agropecuária no 3º trimestre é a maior desde 2012. Estadão. Retrieved from <https://www.msn.com/pt-br/dinheiro/economia-e-negocios/queda-de-8percent-no-pib-da-agropecu%C3%A1ria-no-3%C2%BA-trimestre-%C3%A9-a-maior-desde-2012/ar-AArohPT?li=AAggXC1>.
- Azevedo-Ramos, C., & Moutinho, P. (2018). No man's land in the Brazilian Amazon: Could undesignated public forests slow Amazon deforestation? *Land Use Policy*, 73, 125-127. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.005>
- Barbier, E. B., & Di Falco, S. (2021). Rural Populations, Land Degradation, and Living Standards in Developing Countries. *Review of Environmental Economics and Policy*, 15(1), 115-133. doi:<https://doi.org/10.1086/713152>
- Bastos Lima, M. G., Haring, N., Jagers, S. C., Löfgren, Å., Persson, U. M., Sjöstedt, M., . . . Alpízar, F. (2021). Large-scale collective action to avoid an Amazon tipping point - key actors and interventions. *Current Research in Environmental Sustainability*, 3, 100048. doi:<https://doi.org/10.1016/j.crsust.2021.100048>
- Borda-Niño, M., Meli, P., & Brancalion, P. H. S. (2020). Drivers of tropical forest cover increase: A systematic review. *Land Degradation & Development*, 31(11), 1366-1379. doi:<https://doi.org/10.1002/ldr.3534>
- Boucher, D., & Chi, D. (2018). Amazon Deforestation in Brazil: What Has Not Happened and How the Global Media Covered It. *Tropical Conservation Science*, 11, 1940082918794325. doi:<https://doi.org/10.1177/1940082918794325>
- Boulton, C. A., Lenton, T. M., & Boers, N. (2022). Pronounced loss of Amazon rainforest resilience since the early 2000s. *Nature Climate Change*, 12(3), 271-278. doi:<https://doi.org/10.1038/s41558-022-01287-8>
- Brazil. (2021). *Brazil - High-level Segment Statement COP 26*. Glasgow Climate Change Conference - October/November 2021 Retrieved from <https://unfccc.int/documents/310808>.
- Bullock, E. L., Woodcock, C. E., Souza Jr, C., & Olofsson, P. (2020). Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Global Change Biology*, 26(5), 2956-2969. doi:<https://doi.org/10.1111/gcb.15029>
- Busch, J., & Ferretti-Gallon, K. (2017). What Drives Deforestation and What Stops It? A Meta-Analysis. *Review of Environmental Economics and Policy*, 11(1), 3-23. doi:<https://doi.org/10.1093/reep/rew013>
- Butler, R. A. (2021). Amazon deforestation unexpectedly surges 22% to highest level since 2006. Mongabay News. Retrieved from <https://news.mongabay.com/2021/11/amazon-deforestation-unexpectedly-surges-22-to-highest-level-since-2006/>
- Carvalho, R., Coelho-Junior, M. G., Valdiones, A. P., Silgueiro, V., & Thuault, A. (2022). Lack of transparency and social participation undermine the fight against deforestation in Brazil. *DIE ERDE – Journal of the Geographical Society of Berlin*, 153(1). doi:<https://doi.org/10.12854/erde-2021-605>
- Caviglia-Harris, J., Sills, E., Bell, A., Harris, D., Mullan, K., & Roberts, D. (2016). Busting the Boom–Bust Pattern of Development in the Brazilian Amazon. *World Development*, 79, 82-96. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.10.040>
- CBD. (2021). The Convention on Biological Diversity: Post 2020. Retrieved from <https://www.cbd.int/conferences/post2020>
- Costa, F. A., Schminck, M., Hecht, S., Assad, E. D., Bebbington, D. H., Brondizio, E. S., . . . Pinedo-Vazquez, M. (2021). Complex, Diverse and Changing Agribusiness and Livelihood Systems in the Amazon. In C. Nobre, A. A. Encalada,

- E, F. B. Roca Alcazar, M Mena, C. M. Peña-Claros, G. Poveda, Rodriguez, JP Saleska, S Trumbore, S, Val AL, L. Villa Nova, R. Abramovay, A. R. A. Alencar, C, D. Armenteras, P. Artaxo, S. Athayde, H. B. Barretto Filho, J Berenguer, E Bortolotto, F, F. Costa, M. Costa, N. Cuvi, P. F. Fearnside, J, B. Flores, S. Frieri, L. Gatti, J. Guayasamin, S. Hecht, M. Hirota, C. Hoorn, C. Josse, D. Lapola, C. Larrea, D. Larrea-Alcazar, Z. M. Lehm Ardaya, Y, J. M. Marengo, J, R. M. M. Moraes, P Murmis, MR, E. Neves, B. Paez, L. Painter, A. Ramos, M. Rosero-Peña, M. Schmink, P. Sist, H. ter Steege, P. Val, H. van der Voort, M. Varese, & G. Zapata-Ríos (Eds.), *Amazon Assessment Report 2021*. New York, USA: United Nations Sustainable Development Solutions Network.
- Crelrier, C. (2021, 29 December 2021). PIB fica em -0,1% no terceiro trimestre influenciado por queda na agropecuária. Retrieved from <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/32387-pib-fica-em-0-1-no-terceiro-trimestre-influenciado-por-queda-na-agropecuaria>
- da Silva Medina, G., Pokorny, B., & Campbell, B. (2022). Forest governance in the Amazon: Favoring the emergence of local management systems. *World Development*, 149, 105696. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105696>
- Daw, T. I. M., Brown, K., Rosendo, S., & Pomeroy, R. (2011). Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4), 370-379. doi:<https://doi.org/10.1017/S0376892911000506>
- Di Sacco, A., Hardwick, K. A., Blakesley, D., Brancalion, P. H. S., Breman, E., Cecilio Rebola, L., . . . Antonelli, A. (2021). Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. *Global Change Biology*, 27(7), 1328-1348. doi:<https://doi.org/10.1111/gcb.15498>
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N. D., Wikramanayake, E., . . . Saleem, M. (2017). An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience*, 67(6), 534-545. doi:<https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>
- Dunn, P. K. (2017). Tweedie: Evaluation of Tweedie exponential family models (Version R package version 2.3). Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/tweedie>
- EIU. (2021). *Democracy Index 2021*. Retrieved from <https://www.eiu.com/n/campaigns/democracy-index-2021/>
- Faria, W. R., & Almeida, A. N. (2016). Relationship between openness to trade and deforestation: Empirical evidence from the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, 121, 85-97. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.014>
- Ferrante, L., & Fearnside, P. M. (2019). Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, 46(4), 261-263. doi:<https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>
- Fischer, R., Giessen, L., & Günter, S. (2020). Governance effects on deforestation in the tropics: A review of the evidence. *Environmental Science & Policy*, 105, 84-101. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.12.007>
- Garrett, R. D., Cammelli, F., Ferreira, J., Levy, S. A., Valentim, J., & Vieira, I. (2021). Forests and Sustainable Development in the Brazilian Amazon: History, Trends, and Future Prospects. *Annual Review of Environment and Resources*, 46(1), 625-652. doi:<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012220-010228>
- Gil, J. D. B., Garrett, R., & Berger, T. (2016). Determinants of crop-livestock integration in Brazil: Evidence from the household and regional levels. *Land Use Policy*, 59, 557-568. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.022>
- Guimarães de Araújo, S. M. V. (2020). Environmental Policy in the Bolsonaro Government: The Response of Environmentalists in the Legislative Arena. *Brazilian Political Science Review*, 14(2). doi:<https://doi.org/10.1590/1981-3821202000020005>
- IBGE. (2019a). Estatísticas do Cadastro Central de Empresas. Retrieved from <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/comercio/2000-estatisticas-do-cadastro-central-de-empresas/9016-estatisticas-do-cadastro-central-de-empresas.html?=&t=downloads>
- IBGE. (2019b). MUNIC - Pesquisa de Informações Básicas Municipais. Retrieved from <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/educacao/10586-pesquisa-de-informacoes-basicas-municipais.html?=&t=downloads>
- IBGE. (2021). Produto Interno Bruto dos Municípios 2019. Retrieved 6 January 2021 <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=sobre>

- Kauano, É. E., Silva, J. M. C., Diniz Filho, J. A. F., & Michalski, F. (2020). Do protected areas hamper economic development of the Amazon region? An analysis of the relationship between protected areas and the economic growth of Brazilian Amazon municipalities. *Land Use Policy*, 92, 104473. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104473>
- Lambin, E. F., Gibbs, H. K., Heilmayr, R., Carlson, K. M., Fleck, L. C., Garrett, R. D., . . . Walker, N. F. (2018). The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation. *Nature Climate Change*, 8(2), 109-116. doi:<https://doi.org/10.1038/s41558-017-0061-1>
- le Polain de Waroux, Y., Garrett, R. D., Graesser, J., Nolte, C., White, C., & Lambin, E. F. (2019). The Restructuring of South American Soy and Beef Production and Trade Under Changing Environmental Regulations. *World Development*, 121, 188-202. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.034>
- Leite-Filho, A. T., Soares-Filho, B. S., Davis, J. L., Abrahão, G. M., & Börner, J. (2021). Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, 12(1), 2591. doi:<https://doi.org/10.1038/s41467-021-22840-7>
- Lim, S. S., Updike, R. L., Kaldjian, A. S., Barber, R. M., Cowling, K., York, H., . . . Murray, C. J. L. (2018). Measuring human capital: a systematic analysis of 195 countries and territories, 1990–2016. *The Lancet*, 392(10154), 1217-1234. doi:[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31941-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31941-X)
- Lipscomb, M., & Prabakaran, N. (2020). Property rights and deforestation: Evidence from the Terra Legal land reform in the Brazilian Amazon. *World Development*, 129, 104854. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104854>
- Lovejoy, T. E., & Nobre, C. (2018). Amazon Tipping Point. *Science Advances*, 4(2), eaat2340. doi:<https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>
- MapBiomas (2021). Projeto MapBiomas – Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Retrieved 15 December 2021 <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>
- MDR. (2021). Ministério do Desenvolvimento Regional: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento 2020: Região Norte. Retrieved from <http://snis.gov.br/painel-informacoessaneamento-brasil/web/>
- Meyfroidt, P., de Bremond, A., Ryan Casey, M., Archer, E., Aspinall, R., Chhabra, A., . . . zu Ermgassen Erasmus, K. H. J. (2022). Ten facts about land systems for sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(7), e2109217118. doi:<https://doi.org/10.1073/pnas.2109217118>
- Ministério da Cidadania. (2022). Auxílio Brasil. Retrieved from <https://www.gov.br/cidadania/pt-br/auxilio-brasil>
- Miyamoto, M. (2020). Poverty reduction saves forests sustainably: Lessons for deforestation policies. *World Development*, 127, 104746. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104746>
- Moutinho, P., Guerra, R., & Azevedo-Ramos, C. (2016). Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? *Elementa: Science of the Anthropocene*, 4, 000125. doi:<https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000125>
- Mullan, K., Sills, E., Pattanayak, S. K., & Caviglia-Harris, J. (2018). Converting Forests to Farms: The Economic Benefits of Clearing Forests in Agricultural Settlements in the Amazon. *Environmental and Resource Economics*, 71(2), 427-455. doi:<https://doi.org/10.1007/s10640-017-0164-1>
- Naritomi, J., Soares, R. R., & Assunção, J. J. (2012). Institutional Development and Colonial Heritage within Brazil. *The Journal of Economic History*, 72(2), 393-422. doi:<https://doi.org/10.1017/S0022050712000071>
- Nobre, C. A., Sampaio, G., Borma, L. S., Castilla-Rubio, J. C., Silva, J. S., & Cardoso, M. (2016). Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39), 10759-10768. doi:<https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113>
- Nobre, I., & Nobre, C. A. (2018). The Amazonia Third Way Initiative: The Role of Technology to Unveil the Potential of a Novel Tropical Biodiversity-Based Economy. In L. C. Loures (Ed.), *Land Use - Assessing the Past, Envisioning the Future*: IntechOpen.
- Norris, D. (2022). *CuttingDownTrees: data and R code*. Retrieved from: <https://doi.org/10.5281/zenodo.6536826>
- Paraguassu, L. (2022). Se guerra aumentar prejudicará produção de alimentos, diz Bolsonaro [Press release]. Retrieved from <https://www.msn.com/pt-br/noticias/brasil/se-guerra-aumentar-prejudicar%3a1-produ%3a7%3a3o-de-alimentos-diz-bolsonaro/ar-AAVddgZ?li=AAggXC1>
- Pedersen, E. J., Miller, D. L., Simpson, G. L., & Ross, N. (2019). Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. *PeerJ*, 7, e6876. doi:<https://doi.org/10.7717/peerj.6876>

- Pereira, R., Rausch, L. L., Carrara, A., & Gibbs, H. K. (2020). Extensive Production Practices and Incomplete Implementation Hinder Brazil's Zero-Deforestation Cattle Agreements in Pará. *Tropical Conservation Science*, 13, 1940082920942014. doi:<https://doi.org/10.1177/1940082920942014>
- Pinho, P. F., Patenaude, G., Ometto, J. P., Meir, P., Toledo, P. M., Coelho, A., & Young, C. E. F. (2014). Ecosystem protection and poverty alleviation in the tropics: Perspective from a historical evolution of policy-making in the Brazilian Amazon. *Ecosystem Services*, 8, 97-109. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.002>
- Rajão, R., Soares-Filho, B., Nunes, F., Börner, J., Machado, L., Assis, D., . . . Figueira, D. (2020). The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science*, 369(6501), 246-248. doi:<https://doi.org/10.1126/science.aba6646>
- Rodrigues, A. S. L., Ewers Robert, M., Parry, L., Souza, C., Veríssimo, A., & Balmford, A. (2009). Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier. *Science*, 324(5933), 1435-1437. doi:<https://doi.org/10.1126/science.1174002>
- Russo Lopes, G., Bastos Lima, M. G., & Reis, T. N. P. d. (2021). Maldevelopment revisited: Inclusiveness and social impacts of soy expansion over Brazil's Cerrado in Matopiba. *World Development*, 139, 105316. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105316>
- Sauer, S. (2018). Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. *Land Use Policy*, 79, 326-338. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.030>
- Schleicher, J., Eklund, J., D. Barnes, M., Geldmann, J., Oldekop, J. A., & Jones, J. P. G. (2020). Statistical matching for conservation science. *Conservation Biology*, 34(3), 538-549. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.13448>
- Schneider, M., Biedzicki de Marques, A. A., & Peres, C. A. (2021). Brazil's Next Deforestation Frontiers. *Tropical Conservation Science*, 14, 19400829211020472. doi:<https://doi.org/10.1177/19400829211020472>
- Scoones, I. (1998). *Sustainable Rural Livelihoods: A Framework for Analysis*. *IDS Working Paper 72*. Retrieved from Sussex:
- Shyamsundar, P., Ahlroth, S., Kristjanson, P., & Onder, S. (2020). Supporting pathways to prosperity in forest landscapes – A PRIME framework. *World Development*, 125, 104622. doi:<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104622>
- Silva, J. M. C. d., Prasad, S., & Diniz-Filho, J. A. F. (2017). The impact of deforestation, urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian Amazonia. *Land Use Policy*, 65, 135-142. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.003>
- Silva Junior, C. H. L., Celentano, D., Rousseau, G. X., de Moura, E. G., Varga, I. v. D., Martinez, C., & Martins, M. B. (2020). Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. *Land Use Policy*, 97, 104806. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104806>
- Souza, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F. T., . . . Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17). doi:<https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Stabile, M. C. C., Guimarães, A. L., Silva, D. S., Ribeiro, V., Macedo, M. N., Coe, M. T., . . . Alencar, A. (2020). Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. *Land Use Policy*, 91, 104362. doi:<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104362>
- Stark, S., Biber-Freudenberger, L., Dietz, T., Escobar, N., Förster, J. J., Henderson, J., . . . Börner, J. (2022). Sustainability implications of transformation pathways for the bioeconomy. *Sustainable Production and Consumption*, 29, 215-227. doi:<https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.011>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., . . . Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. doi:10.1126/science.1259855
- Tanure, T. M. d. P., Miyajima, D. N., Magalhães, A. S., Domingues, E. P., & Carvalho, T. S. (2020). The Impacts of Climate Change on Agricultural Production, Land Use and Economy of the Legal Amazon Region Between 2030 and 2049. *Economía*, 21(1), 73-90. doi:<https://doi.org/10.1016/j.econ.2020.04.001>
- Tweedie, M. (1984). *An index which distinguishes between some important exponential families*. Paper presented at the Statistics: Applications and new directions: Proc. Indian Statistical Institute Golden Jubilee International Conference.
- van Rij, J., Hendriks, P., van Rijn, H., Baayen, R. H., & Wood, S. N. (2019). Analyzing the Time Course of Pupillometric Data. *Trends in Hearing*, 23, 2331216519832483. doi:<https://doi.org/10.1177/2331216519832483>
- Wood, S. (2006). *Generalized additive models: an introduction with R*: CRC press.

- Wood, S. N. (2020). mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation (Version 1.8-34). Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=mgcv>
- World Bank. (2022). Understanding poverty. Retrieved from <https://www.worldbank.org/en/understanding-poverty>
- zu Ermgassen, E. K. H. J., Godar, J., Lathuilière Michael, J., Löfgren, P., Gardner, T., Vasconcelos, A., & Meyfroidt, P. (2020). The origin, supply chain, and deforestation risk of Brazil's beef exports. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(50), 31770-31779. doi:<https://doi.org/10.1073/pnas.2003270117>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3-14. doi:<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

