

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – UFBA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

Mestrado em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

ROBERTA CARVALHO DE SOUZA

**O STATUS DE CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES DA FLORA NATIVA DO
BRASIL FRENTE A DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO**



Salvador, dezembro de 2024

ROBERTA CARVALHO DE SOUZA

**O STATUS DE CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES DA FLORA NATIVA DO
BRASIL FRENTE A DESTRUIÇÃO DA VEGETAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Dobrovolski

FICHA CATALOGRÁFICA

Dados internacionais de catalogação-na-publicação
(SIBI/UFBA/Biblioteca Universitária Reitor Macedo Costa)

Souza, Roberta Carvalho de.

O status de conservação das espécies da flora nativa do Brasil frente a destruição da vegetação /
Roberta Carvalho de Souza. - 2025.

33 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Dobrovolski.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2025.

1. Biologia da conservação. 2. Biodiversidade - Conservação - Brasil. 3. Plantas - Conservação - Brasil. 4. Diversidade das plantas - Conservação - Brasil. 5. Habitat (Ecologia) - Conservação. 6. Plantas em extinção - Brasil. I. Dobrovolski, Ricardo. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

CDD - 577.50981
CDU - 574(81)

Sumário

Resumo	7
Introdução Geral	8
Referências Bibliográficas	12
O status de conservação das espécies da flora nativa do Brasil frente a destruição da vegetação	15
Conclusão Geral	30

**Além do mais, exige-se muito de quem nos assiste
pensar: que tenha um coração grande, amor, carinho,
e a experiência de também se ter dado ao pensar.**

C. Lispector

*À minha mãe, Luiza, e meus irmãos,
Mário e Felipe*

Agradecimentos

À Universidade Federal da Bahia e ao Instituto de Biologia pela infraestrutura e direcionamento que permitiu o caminhar da minha pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro ao projeto desenvolvido.

Ao meu orientador Ricardo Dobrovolski, pelas conversas esclarecedoras, compreensão da rotina que permeia os meus dias, interesse e empolgação em direcionar a minha pesquisa e pelo espaço cedido a mim, para que eu me tornasse independente e autêntica ao trabalhar as minhas habilidades.

Aos meus colegas de laboratório, Fernanda Nascimento, Rejane Santos, Carol Birrer, Raimundo Borges, Carla Mendez, Umberto Rodrigues, pelas ideias trocadas, ensinamentos e pela afetuosa recepção na vida acadêmica.

Aos colegas de mestrado por tornar todos os nossos encontros, sem exceções, mais leves e divertidos.

A Bruno Ribeiro, pela colaboração e suporte essencial e indispensável no desenvolvimento deste trabalho.

À Dr. Fernando Antônio Esteves, que em vida e em espírito, incentivou e orientou as minhas aspirações e paixões para a dedicação aos meus estudos.

A minha mãe Luiza Angélica, por sempre me apoiar na minha jornada da vida, oferecendo olhos atentos, palavras, atos, cuidados e entusiasmo para que eu cresça.

Resumo

As avaliações de risco de extinção de espécies são um indicador chave da atual crise de biodiversidade. Torná-las mais abrangentes e ágeis ajudaria a compreender melhor e responder a essa crise. A principal causa dessa crise é a destruição de habitats, impulsionada principalmente pela expansão agrícola. Neste estudo, avaliamos o risco de extinção de 23.482 espécies de plantas nativas do Brasil, utilizando a extensão de ocorrência (EOO), a área de ocupação (AOO) e suas mudanças ao longo do tempo, com base em dados de cobertura de vegetação natural de 1985 a 2021. Identificamos que 8.108 (34,58%) espécies estão ameaçadas: 5.442 com base na EOO e 2.596 considerando a AOO, das quais 230 estão criticamente ameaçadas. As mudanças na AOO indicaram ameaça para 3.197 espécies. A recuperação da vegetação natural resultou em ganho de habitat para 1.983 espécies. Nossos resultados fornecem um conhecimento mais amplo sobre o risco de extinção de plantas no Brasil, já que avaliamos 388% mais espécies do que a lista vermelha oficial de plantas do Brasil. Isso pode auxiliar cientistas e profissionais de conservação a compreender melhor as implicações da destruição de habitats para a biodiversidade e a priorizar ações de conservação para mitigar esse problema.

Palavras-chave: conservação de plantas, avaliações de risco, IUCN, perda de habitat, agricultura

Introdução Geral

Em decorrência do avanço das ações humanas sobre os ecossistemas, são registrados os sintomas de uma crise de extinção da biodiversidade onde um número cada vez maior de espécies se torna ameaçada de extinção (Purvis et al., 2000a; Ceballos et. al, 2018). As atividades antrópicas são as principais causadoras dessa crise, a destruição de habitats, a superexploração, a introdução de espécies exóticas e a poluição, incluindo as mudanças climáticas) (Vitousek, et al., 1997; Pimm et. al., 2014). A destruição de habitats é impulsionada principalmente pela expansão da agricultura (Ceballos et al, 2010; Jaureguiberry et. al., 2022), especialmente em regiões tropicais (Foley et. al., 2005).

Cerca de 47 milhões de km² da superfície terrestre são ocupados pela agricultura, com 1.6 bilhões de hectares de lavouras e 3.2 bilhões de pastagens (FAO, 2022). Somente nos últimos 50 anos, a atividade expandiu como nunca registrado (Bradshaw, et al, 2009). Nesse intervalo, a cobertura vegetal global caiu de 19 milhões para 11 milhões de km² (Wright et al., 2006). Sua expansão é observada principalmente em regiões tropicais, causando impactos diretos na vegetação nativa que tem suas áreas reduzidas diretamente (Dias et. al., 2016; Grassni, 2013). Em reflexo a isso, um terço das florestas subtropicais e tropicais tem suas áreas alteradas, onde um quarto da vegetação remanescente tropical encontra-se fragmentada (Wade el al., 2003).

A destruição gerada pela atividade altera o funcionamento dos ecossistemas e o habitat das espécies, contribuído diretamente para o agravamento da crise da biodiversidade (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Hooper et. al., 2005). Localmente, afeta o clima, tornando-o mais extremo; compromete a composição física e bioquímica dos solos e altera o balanço hídrico, e regionalmente provoca alterações o albedo regional e balanço hídrico atmosférico (Hofmann et al., 2021; Lawrence, 2015). Também afeta o habitat de inúmeras espécies que se distribuem entre os fragmentos e remanescentes de vegetação nativa resultantes do desmatamento, reduzindo continuamente suas áreas de habitat. Nesse sentido, avanço contínuo da agricultura sob novas áreas naturais atua como uma perturbação com capacidades de alterar a abundância local, tornando as populações mais vulneráveis a efeitos estocásticos, principalmente aquelas de habitat restrito ou ainda não descritas (Isaac e Cowlishaw, 2004).

No Brasil, entre 1985 e 2022, cerca de 1 milhão de km² de cobertura vegetal (equivalente a ~10% a cobertura natural) foram perdidos. Durante esse período, houve um aumento de 220% nas áreas destinadas ao agronegócio, especialmente para o cultivo intensivo de soja, cana-de-açúcar e café (Projeto MapBiomas, 2022). Projeções futuras indicam o aumento significativo de áreas afetadas pela atividade agrícola no Brasil e no mundo durante a passagem do século XXI (Dias et al, 2016; Dobrovolski et. al., 2014). Assim, a agricultura cresce em dimensões espaço-temporais em um cenário que não apresenta sinais de retorno, impactando direta e indiretamente o funcionamento dos ecossistemas e reduzindo drasticamente a área ocupada por inúmeras espécies. Em reflexo a isso, uma grande quantidade de espécies tropicais está ameaçada de extinção pela destruição do habitat (Ceballos et al. 2018; Baillie & Groombridge 1996).

O processo de extinção é simples de definir, porém, difícil de prever. Trata-se do desaparecimento de registro do último exemplar de uma população (Ribeiro et al., 2021). É determinado pela interação entre traços intrínsecos (características da espécie) e extrínsecos (características do ambiente), levando a múltiplas possibilidades de destino de acordo com o fator de ameaça em questão (Chichorro et al. 2019; Purvis, 2000). Assim, a resposta das espécies a ameaças distintas pode funcionar como um “sintoma” de risco. As áreas de distribuição restritas, abundância, tempo de vida de ciclo curto e tamanho corporal, que variam de espécie para espécie, são características que podem indicar uma predisposição ao risco de extinção (Chichorro et al. 2019; Isaac, 2004). A exemplo dos mamíferos, características como o tamanho populacional, taxonomia, tamanho corporal se relacionam com os tipos de habitat das espécies e mudanças no uso do solo, podendo interagir para direcionar uma espécie a extinção (Collen et al, 2011; Davies et al, 2004).

A metodologia proposta pela União Internacional da Natureza (IUCN) atribui o sistema Lista Vermelha, uma ferramenta amplamente utilizada para avaliar o risco de extinção de espécies, globalmente (Rodrigues et al., 2006). Considera a forma de melhor utilizar os dados disponíveis para as avaliações, utilizando as informações de espécies, como características funcionais, distribuição geográfica e outros, para avaliar de forma mais precisa seu estado de conservação, identificando espécies ameaçadas com base em critérios objetivos e comparáveis (IUCN, 2019). Ferramentas automatizadas, como modelagem preditiva e inteligência artificial, podem acelerar o processo de avaliação (Rondinini et al., 2014).

No entanto, sabe-se que a ciência é afetada por algumas lacunas de informação. O déficit Linneano refere-se ao desconhecimento sobre as espécies descritas e catalogadas enquanto, o déficit Wallaceano está relacionado à falta de conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies (Hortal et al., 2015). As avaliações de risco de extinção dependem de informações precisas sobre a distribuição geográfica das espécies, mas para muitas espécies, o número de registros é insuficiente (Ribeiro et al, 2022). Além disso, a IUCN considera que reavaliações sejam feitas a cada 10 anos, resultando em muitas espécies desatualizadas (IUCN, 2022). Assim, muitas espécies descritas ainda não foram avaliadas em relação ao seu estado de conservação, refletindo uma das principais lacunas do sistema Lista Vermelha da IUCN. Por exemplo, as apenas 19% das plantas angiospermas descritas foram avaliadas (IUCN, 2024). Esse cenário destaca a necessidade de preencher lacunas críticas de conhecimento sobre a biodiversidade, especialmente em países tropicais e megadiversos, onde a destruição de habitats representa o principal fator impulsionador do risco de extinção. Assim, estudos que contribuam para a superação dessas lacunas podem contribuir para a conservação da biodiversidade.

A Convenção da Diversidade Biológica (CDB) propôs objetivos e metas estratégicas que visam reduzir as ameaças da perda do habitat e melhorar o estado da biodiversidade em salvaguarda a suas espécies, globalmente (Balmford et al., 2005). Mais recentemente, o Quadro Global de Biodiversidade Kunming-Montreal (QGBKM), adotado em dezembro de 2022 na COP 15, representa um marco na governança ambiental global, sucedendo as Metas de Aichi (2011-2020). Reflete o compromisso do Brasil, país signatário da CDB em abordar a crise da biodiversidade, com objetivos e metas ambiciosas para o ano de 2030 (CDB, 2022). A Meta de Ação 04 objetiva reduzir pela metade o risco de extinção de espécies conhecidas, com esforços diretos na conservação da flora e fauna (CDB, 2022). Assim, o Brasil reafirma seu compromisso em conservar a diversidade vegetal, trabalhando em parceria com outras nações e organizações para enfrentar os desafios da crise da biodiversidade.

Nesta dissertação, avaliamos o risco de extinção de 23.482 espécies da flora nativa do Brasil, representando 64,4% das angiospermas descritas para o país (Flora e Funga do Brasil, 2024). Utilizamos dados de distribuição das espécies e dados de remanescentes de vegetação nativa para estimar a probabilidade de extinção. Os resultados e conclusões

contribuem para um entendimento mais abrangente do estado de conservação das plantas nativas brasileiras.

Referências Bibliográficas

- Balmford AL, Bennun B, ten Brink D, Cooper IM, Côté P, Crane, et al. The convention on biological diversity's 2010 Target. *Science* 2005; 307: 212–213. pmid:15653489
- Baillie, J., and B. Groombridge. 1996. 1996 IUCN red list of threatened animals. World Conservation Union, Gland, Switzerland
- Bradshaw, C.J.A. et al. (2009) Tropical turmoil – a biodiversity tragedy in progress. *Front. Ecol. Environ.* 7, 79–87
- CBD. (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework.
- CBD/COP/DEC/15/4. Montreal: Convention on Biological Diversity. 14. Available from: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>.
- Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2018). *The misunderstood sixth mass extinction*. *Science*, 360(6393), 1080.2–1081. doi:10.1126/science.aau0191
- Chichorro F, Juslén A, Cardoso P. 2019. A review of the relation between species traits and extinction risk. *Biological Conservation* 237:220–229. Elsevier. Available from <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.001>.
- Collen Ben, McRae Louise, Deinet Stefanie, De Palma Adriana, Carranza Tharsila, Cooper Natalie, Loh Jonathan and Baillie Jonathan E. M. 2011. Predicting how populations decline to extinction. *Phil. Trans. R. Soc. B* 366:2577–2586
- DAVIES, Kendi F.; MARGULES, Chris R.; LAWRENCE, John F. A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology*, v. 85, n. 1, p. 265-271, 2004.
- Dias, L. C. P., Pimenta, F. M., Santos, A. B., Costa, M. H., & Ladle, R. J. (2016). Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Global Change Biology*, 22(8), 2887–2903. <https://doi.org/10.1111/gcb.13314>
- DOBROVOLSKI, Ricardo et al. Globalizing conservation efforts to save species and enhance food production. *Bioscience*, v. 64, n. 6, p. 539-545, 2014.
- FAO. 2022. *Land use statistics and indicators. Global, regional and country trends, 2000–2020*. FAOSTAT Analytical Brief, no. 48. Rome.

FOLEY, Jonathan A. et al. Global consequences of land use. **science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

Grassni, P. et al. (2013) Distinguishing between yield advances and yield plateaus in historical crop production trend. **Nat. Commun.** <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms3918>

HORTAL, Joaquín et al. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 46, p. 523-549, 2015.

Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, Bowler DE, Coscione L, Golden AS, Guerra CA, Jacob U, Takahashi Y, Settele J, Díaz S, Molnár Z, Purvis A. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. **Sci Adv.** 2022 Nov 11;8(45):eabm9982. doi: 10.1126/sciadv.abm9982. Epub 2022 Nov 9. PMID: 36351024; PMCID: PMC9645725.

IUCN Red List Categories and Criteria, Version 14" (IUCN, 2019).

IUCN. 2022. Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 15.

IUCN. Summary Statistics. International Union for Conservation of Nature. 2024.

Disponível em: https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/2024-1_RL_Table_1a_v2.pdf. Acesso em: 22/06/2024

ISAAC, Nick JB; COWLISHAW, Guy. How species respond to multiple extinction threats. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 271, n. 1544, p. 1135-1141, 2004.

LAWRENCE, Deborah; VANDECAR, Karen. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. **Nature climate change**, v. 5, n. 1, p. 27-36, 2015.

Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being**. Island Press, Washington, DC, 2005.

Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. "The Biodiversity of Species and Their Rates of Extinction, Distribution, and Protection." **Science** (American Association for the Advancement of Science) 344.6187 (2014): 987. Web.

Projeto MapBiomass, Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2022. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 28/10/2022.

Purvis A, Jones KE, Mace GM. 2000. Extinction. *BioEssays* 22:1123–1133. Available from <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2011.0015>

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM, Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494–499 (1997).

HOFMANN, Gabriel S. et al. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v. 27, n. 17, p. 4060-4073, 2021.

Hooper, D. et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3–3

Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, T.M., 2006. The value of the IUCN red list for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 21, 71–76.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>.

Rondinini Carlo, Rodrigues Ana S. L. and Boitani Luigi. 2011. The key elements of a comprehensive global mammal conservation strategy. *Phil. Trans. R. Soc. B* 366:2591–2597 <http://doi.org/10.1098/rstb.2011.0111>

RIBEIRO, Bruno R. et al. Issues with species occurrence data and their impact on extinction risk assessments. **Biological Conservation**, v. 273, p. 109674, 2022.

Wade, T.G. et al. (2003) Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conserv. Ecol.* 7, 7

Texto principal

O status de conservação das espécies da flora nativa do Brasil frente a destruição da vegetação

Introdução

O nosso planeta está enfrentando uma crise de extinção da biodiversidade, resultante da intensificação de atividades humanas, principalmente como a superexploração, a poluição e a introdução de espécies exóticas que direcionam as espécies ao risco de extinção (Ceballos e Ehrlich, 2018; Purvis et al., 2000a). A destruição do habitat impulsionada pela expansão agrícola é o principal direcionador do declínio da biodiversidade global (Brooks et al., 2002; Chase et al., 2020). Como consequência, os serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar humano estão sendo negativamente afetados (Hooper et al., 2005; Millennium Ecosystem Assessment, 2005), à medida que inúmeras espécies são direcionadas ao risco de extinção. Assim, é urgente o desenvolvimento de instrumentos de avaliação dessa perda da biodiversidade.

As avaliações de risco de extinção são a principal ferramenta de monitoramento da crise de biodiversidade (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). A Lista Vermelha da IUCN é um sistema amplamente reconhecido que utiliza uma abordagem de classificação de risco baseado em categorias e critérios. A ferramenta atribui categorias de risco com base em um sistema de classificação multicritérios e subcritérios, com a observação de tendências, tamanhos, fragmentações e reduções populacionais através da extensão de ocorrência (EOO) e área de ocupação (AOO) das espécies avaliadas (IUCN, 2012). O Critério A classifica as espécies com base no monitoramento, inferência e/ou projeção de reduções populacionais com base na perda do habitat; o B destaca as espécies com reduzidas áreas de distribuição e de ocupação, em combinação com a fragmentação, declínios e/ou flutuações extremas. Outros critérios como o C, D e E baseiam sua classificação de risco pela observação de populações de tamanho mínimo, declínios populacionais e projeções de probabilidade de extinção (IUCN, 2022).

Apesar dos esforços implementados em documentar o estado de conservação das plantas (Brummitt et. al., 2015; Ribeiro et. al., 2022), a maior lacuna de informação do sistema ainda não foi preenchida. Apenas 19% do número estimado de angiospermas descritas globalmente (~369 mil espécies) foi avaliado (IUCN, 2022). Isso indica que ainda há um desconhecimento sobre o estado de conservação de variedade significativa de espécies de plantas. Porém, novas abordagens podem tornar o processo de avaliação mais otimizado e acurado, e métodos alternativos de avaliação devem complementar as avaliações de risco já realizadas e publicadas na lista vermelha da IUCN (Cazalis et. al., 2022; Nic Lughadha et al., 2019). Assim, a otimização das avaliações pode colaborar de forma significativa para o conhecimento da flora de regiões mega diversas, que continua a ser um grande desafio (Ribeiro et. al, 2022).

O Brasil abriga 36.426 espécies de plantas nativas angiospermas (10% do total global), sendo 55% endêmicas (Flora e Funga do Brasil, 2021). O Centro Nacional de Conservação da Flora – CNC Flora é a principal entidade responsável pelas avaliações de risco para espécies de plantas realizadas oficialmente no país (Martins et al, 2015). Do total, apenas 7.524 espécies foram avaliadas no seu estado de conservação, sendo que 3.209 foram consideradas ameaçadas (MMA, 2022). Nesse caso, há uma sub-representação de espécies avaliadas para risco de extinção a partir das listas vermelhas oficiais, refletindo as lacunas no conhecimento e uso de informações espécie-específicas, reforçadas pela viabilidade na implementação de sistemas de avaliação (Rondinini et al., 2011). São lacunas que implicam diretamente na tomada de decisões, planejamento estratégico e políticas públicas direcionadas às estratégias de conservação de espécies, cujo objetivo é frear a perda da biodiversidade, contribuindo para mitigar a crise da biodiversidade (Martins et al., 2018).

Como signatário da Convenção da Diversidade Biológica (CDB), o Brasil se compromete a avaliar o risco de extinção de todas as espécies conhecidas e a implementar as metas do Quadro Global da Biodiversidade de Kunming-Montreal. Entre os objetivos, destaca-se a redução do risco de extinção de espécies, com ações direcionadas para a conservação da flora e a estabilização das taxas de extinção das espécies selvagens em níveis de resiliência até 2030 (CDB, 2022). Dessa forma, o país assume a responsabilidade sob a investigação e síntese do estado de conservação de espécies frente a ameaça crescente da destruição do habitat, impulsionada principalmente pelo principal fator direcionador da extinção: a expansão da agricultura no país. O Brasil é um importante produtor agrícola

global e já teve 30% do seu território convertido para áreas agrícolas (Projeto MapBiomass, 2022).

Nosso objetivo é avaliar o risco de extinção das espécies de planta angiospermas do Brasil para a qual temos dados de distribuição, considerando a distribuição da vegetação nativa remanescente.

Métodos

Área de Estudo

A área estudada é o território brasileiro, com dimensões de 8.510.417 km² (IBGE, 2002). O país historicamente sofreu intensas modificações no uso do solo impulsionadas principalmente pela expansão das atividades agrícolas, identificadas em diversas regiões do país, com expansão equivalente a 225% de sua área original dentro de 40 anos (Souza Jr et. al, 2020; Projeto Map Biomass, 2022) (**Figura 1**).

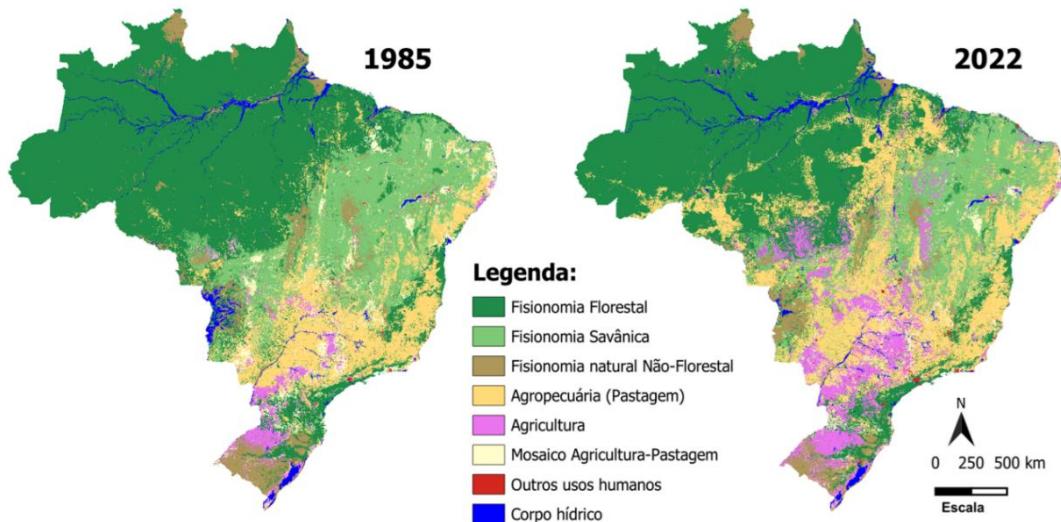


Figura 1. Mudanças no uso e cobertura do solo no Brasil (1985 e 2022). (Fonte de dados: Projeto MapBiomass, Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra no Brasil).

Dados de Distribuição

Os dados de distribuição para 37.519 foram compilados por Ribeiro et al. (2022). Nesse estudo, os autores usaram os seguintes bancos: i) Botanical Information and Ecology Network versão 4.1 (BIEN, bien.nceas.ucsb.edu/bien); ii) Global Biodiversity Information Facility (GBIF, www.gbif.org), iii) Integrated Digitized Biocollections

(iDigBio, www.idigbio.org/), Rede speciesLink (SpeciesLink, splink.cria.org.br), iv) Sistema de Informação sobre Biodiversidade do Brasil (SiBBr, www.sibbr.gov.br), v) The Flora of the Neotropical Region (NEOTROPTREE, www.neotropree.info), vi) Latin American Seasonally Dry Tropical Forest Floristic Network (www.dryfor.info), vii) Portal da Biodiversidade do Brasil (ICMBio, portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/portal) e viii) artigo de dados de espécies Epífitas da Mata Atlântica (Ramos et al., 2019). Após a compilação, os autores utilizaram o pacote Biodiversity Data Cleaning (Ribeiro et al., 2022), que contém as funções de limpeza e avaliação de qualidade dos dados para uso em estudos da biodiversidade, contemplando as dimensões taxonômica, espacial e temporal.

Nós filtramos o banco de dados inicial a partir da seleção de registros de ocorrência com taxonomia válida em bases de dados regionais e globais. Para traçar a extensão de ocorrência (EOO) da espécie, utilizamos a geometria baseada na junção de pontos de ocorrência em localidades distintas, necessários para criar um Mínimo Polígono Convexo (MPC) (IUCN, 2022). Removemos da amostra os registros de ocorrência localizados em células em um *buffer* de 20 km de distância das capitais do país. Registros localizados em áreas urbanas contribuem de forma significativa para a classificação incorreta de espécies em categorias de risco (Ribeiro et al, 2022). Adicionalmente, células mais próximas a cidades são mais propensas a serem selecionadas em virtude do fácil acesso e ritmo de levantamento de dados, contribuindo para o registro de espécies domesticadas (IUCN, 2022). Removemos os registros localizados em uma distância de 10 km da coordenada centroide do Brasil. Registros de coordenadas imprecisas atribuídas a essa coordenada tendem a inflar as estimativas de área de distribuição das espécies (Ribeiro et. al, 2022). Também foram removidos os registros localizados nos arquipélagos de São Pedro e São Paulo, Ilhas de Trindade e Martin Vaz e Monte Columbia, a fim de compatibilizar a análise com a área recoberta pelos dados de uso e cobertura do solo utilizados. Consideramos que células onde as espécies não foram registradas representam uma ausência verdadeira. O banco de dados final utilizado no estudo possui ~2.13 milhões de registros de ocorrência distribuídos por todas as regiões do país (**Figura 2**).

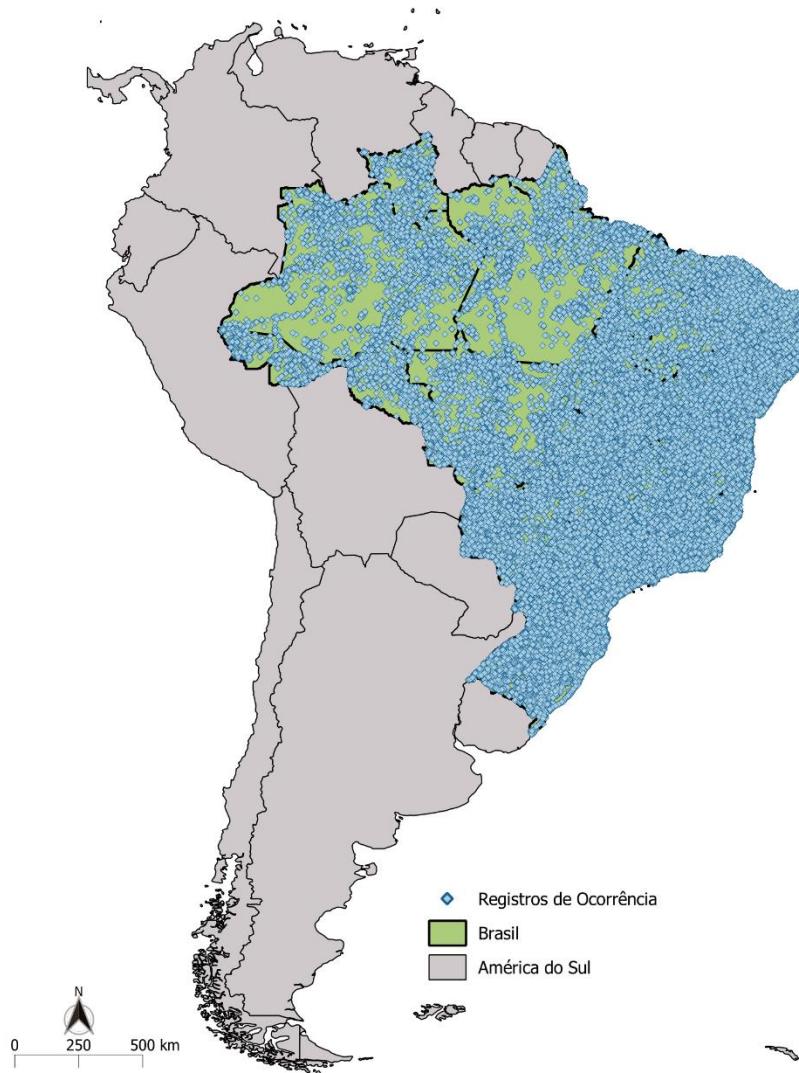


Figura 2. Distribuição dos registros de ocorrência das espécies avaliadas.

Dados de Uso e Cobertura do solo

Para mapear as áreas de habitat das espécies, utilizamos os dados de cobertura do solo no território brasileiro a partir do mapeamento realizado pelo Projeto MapBiomas, Coleção 8 (2022). Reclassificamos as classes de uso da terra em duas categorias: áreas de vegetação nativa (1) e áreas antropizadas (0), representando as áreas de habitat e de não habitat para espécies de plantas nativas (Figura 3). Como uma medida de ocupação humana, agregamos as classes que indicam o avanço das atividades de conversão do uso do solo, como áreas urbanizadas, atividades agrícolas e agropecuárias, aquicultura e outras áreas não vegetadas. A classe das formações naturais agrupa as formações florestais, não florestais e savânicas. Removemos os corpos d'água e outras áreas não vegetadas das análises de habitat, uma vez que o estudo observa a variação espaço-temporal em categorias de uso do solo apenas para plantas de ambientes terrestres, cujo

habitat se restringe a áreas vegetadas. Por fim, sobrepusemos as áreas de distribuição das espécies aos mapas habitat gerados.

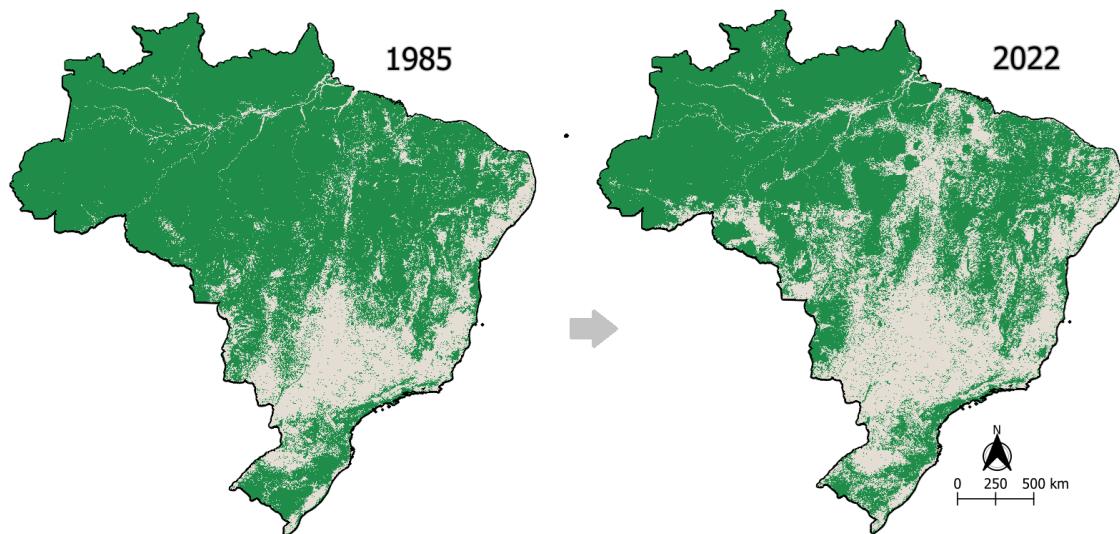


Figura 3. Cobertura do solo no Brasil em 1985 e 2022 (reclassificação do Mapbiomas). As áreas em verde representam a vegetação nativa (habitat). As áreas em cinza são áreas antropizadas (áreas urbanas e agricultura, por exemplo).

Análises

Avaliação do Risco de Extinção

Nós classificamos as espécies de acordo com os critérios A e B da IUCN (**Figura 4**). O Critério A avalia a redução populacional da espécie, observada ou estimada ao longo do tempo. Utilizamos como proxy de tamanho populacional a variação na frequência de células de habitat dentro da área de extensão da espécie, ou seja, sua área de ocupação (AOO). Com base nesse critério, por exemplo, uma espécie será considerada Criticamente Ameaçada (CR) se ao longo do tempo avaliado (37 anos), ela tiver perdido >80% da sua AOO (**Quadro 1**).

Observamos as células de habitat e não habitat ao longo da janela amostral no interior das EOO de cada espécie avaliada e levantamos os percentuais de perda do Habitat Acumulado (HA) (em km²), referente a variação no número de células de habitat entre os anos de 1985 e 2022. Para isso, utilizamos o seguinte modelo:

$$\Delta AOH = (((HA_{85} - HA_{22})/HA_{85})) * 100$$

Onde:

ΔAOH : área de habitat; HA_{85} = quantidade de habitat em 1985; HA_{22} = quantidade de habitat em 2022. Foram retornados os valores de porcentagem de perda de células de habitat entre o primeiro e o último ano da amostra. Valores negativos de ΔAOH indicam ganho de habitat.

O critério B utiliza as estimativas da Extensão de Ocorrência (EOO) - área em que a espécies pode ocorrer - e de Área de ocupação (AOO) (IUCN, 2019). Adicionamos buffers de 20 km em torno de polígonos com áreas inferiores a 1 km² (Bachman et al, 2020). A AOO é representada pela fração de habitat amostrado dentro da EOO (Jetz et al., 2008), considerando as células de habitat em dimensões de 2 x 2 km dentro de cada polígono. Seus limiares de área são 10x menores do que aqueles estimados para EOO (IUCN, 2022). Espécies Deficiente de Dados (DD) em nosso estudo são aquelas cujo número de registros de ocorrência é menor que o necessário para a criação do *Mínimo Polígono Convexo* (i. e, < 3 registros). A partir da observação dos parâmetros, classificamos as espécies de acordo com as categorias de risco da IUCN, que são: criticamente ameaçada (CR), em perigo (EN), vulnerável (VU), quase ameaçada (NT) e pouco preocupante (LC) (IUCN, 2019) (**Quadro 1**).

Quadro 1. Categorias e Critérios da IUCN.

Categoria IUCN	EOO (km ²)	AOO (km ²)	Perda (%)
CR	< 100	< 10	> 80%
EN	< 5.000	< 500	> 50%
VU	< 20.000	< 2.000	> 30%
NT	< 30.000	< 3.000	> 25%
LC	> 30.000	> 3.000	< 25%

Relação entre área e Probabilidade de Extinção

Calculamos a probabilidade de extinção baseada na perda de habitat (PE_H) que cada táxon é exposto. Essa probabilidade é proporcional à proporção de área de habitat disponível para a espécie em relação à sua extensão de ocorrência, numa derivação de relação espécie-área (Strassburg et al., 2017; Connor & McCoy, 1979). A partir dessa métrica, a PE_{HL} é mensurada em função das taxas de variação de perda do habitat, retornando

valores de 0 (menor probabilidade de extinção) a 1 (altamente ameaçada) para cada espécie avaliada. Para isso, utilizamos a seguinte equação:

$$PE_H = 1 - (HA_{22}/HA_{85})^z$$

Onde:

PE_H = Probabilidade de Extinção, HA_{85} = habitat acumulado no primeiro ano; HA_{22} = habitat acumulado no último ano; z = taxa constante de probabilidade de extinção com o declínio do habitat acumulado. Consideramos de 0,25 neste estudo (Strassburg et. al., 2018). Os limiares de probabilidade variam entre 0 (menor risco de extinção) a 1 (maior risco de extinção).

Performance da avaliação de risco

Realizamos uma análise da performance de nossas avaliações na previsão do status de ameaça de 4422 espécies da flora nativa, essas com avaliações também publicadas pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNC Flora, 2021). A performance foi calculada pela aplicação do teste de Qui-Quadrado de Pearson e testes de sensibilidade (previsão correta de espécies ameaçadas) e especificidade (previsão correta de espécies ameaçadas ou não ameaçadas) (Nic Lughadha et al., 2019a) para avaliar a capacidade do nosso método em prever corretamente o status de ameaça das espécies com relação aos resultados oficiais divulgados pelo CNC Flora.

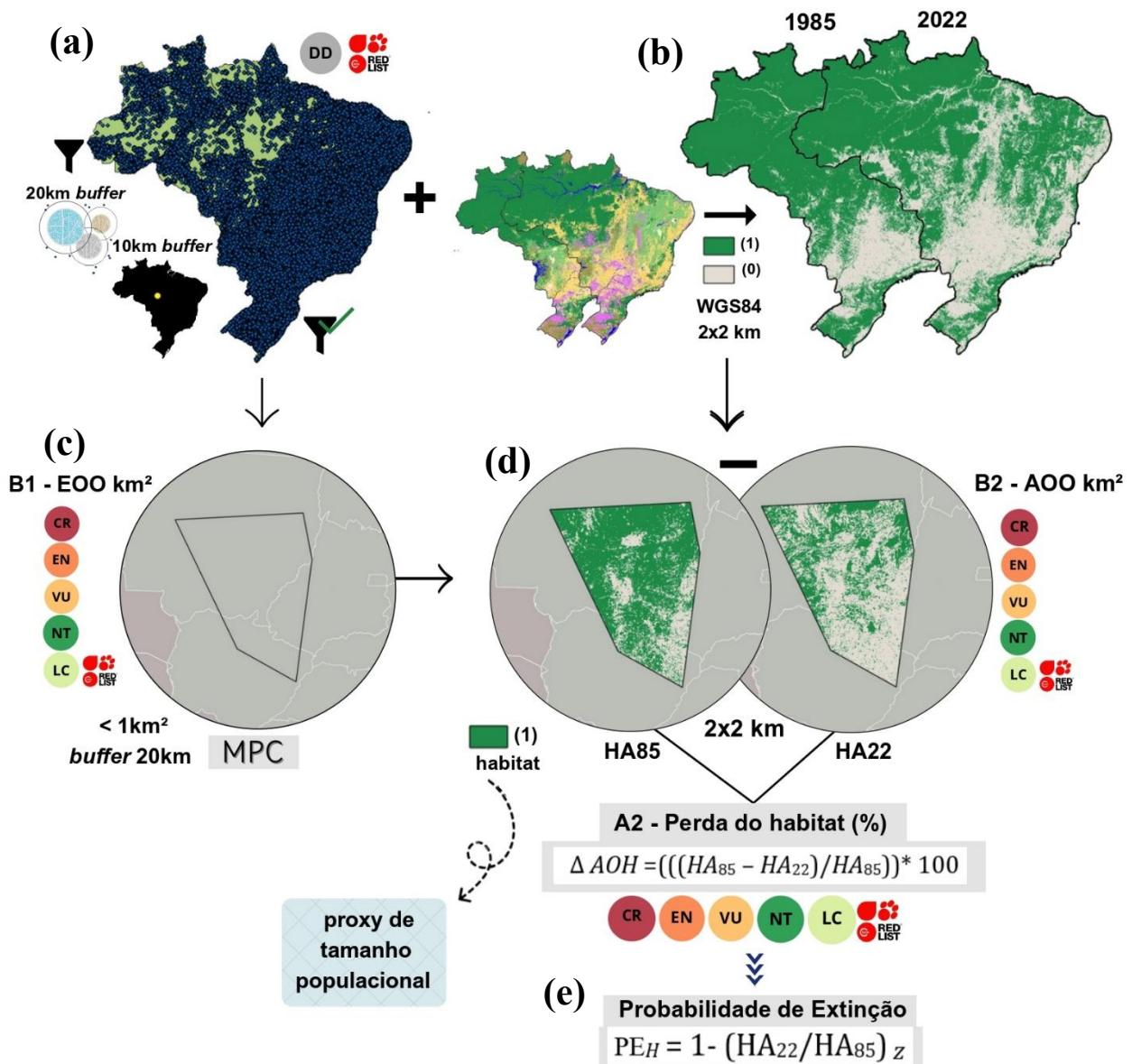


Figura 4. Método de avaliação de risco de extinção e cálculo de Probabilidade de Extinção. **(a)** Utilizamos a base de dados de plantas nativas do Brasil compiladas e filtradas a partir dos estudos de Ribeiro et. al., 2022., com adição de buffer de 10km em torno de centros urbanos e remoção de registros associados ao centroide do Brasil (num raio de 20km) **(b)** Reclassificação do Habitat para Não Habitat (0) e Habitat (1), e com base nas informações disponibilizadas pelo Projeto Map Biomas, Coleção 8. **(c)** Criamos o Mínimo Polígono Convexo (estimativa de EOO) com base na junção dos pontos de ocorrência da espécie. **(d)** Observamos a perda do habitat comparando sua área em 1985 e 2022. HA22 descreve a AOO da espécie. **(e)** Com base na taxa de aceleração de perda do habitat (0.25) (Strassburg et. al, 2017) estimamos a probabilidade de extinção de cada espécie avaliada.

Resultados

Avaliação de Risco

Nós conseguimos estimar a distribuição de 23.482 espécies a partir de seus pontos de ocorrência (**Figura 5**). Identificamos 7.938 espécies (33.80% das avaliações) ameaçadas de extinção: 5.175 estão em risco a partir da extensão de ocorrência (EOO) (Critério B – B1) e 2.647 com base na área ocupada pela espécie no presente (AOO) (Critério B – B2). Declínios na AOO indicaram 3.510 espécies ameaçadas pela perda do habitat (Critério A – A2), com 2749 espécies categorizadas em Quase Ameaçada (NT). Classificamos a maioria parte espécies avaliadas no estudo na categoria Pouco Preocupante (LC) da IUCN, com 17.550 espécies enquadradas com base na EOO, 19.505 pela AOO e 13.985 pelo declínio do habitat acumulado. Um total de 6.134 espécies foram classificadas como Deficiente de Dados (DD) por apresentarem < 3 registros de ocorrência, mínimo necessário para a criação do Mínimo Polígono Convexo.

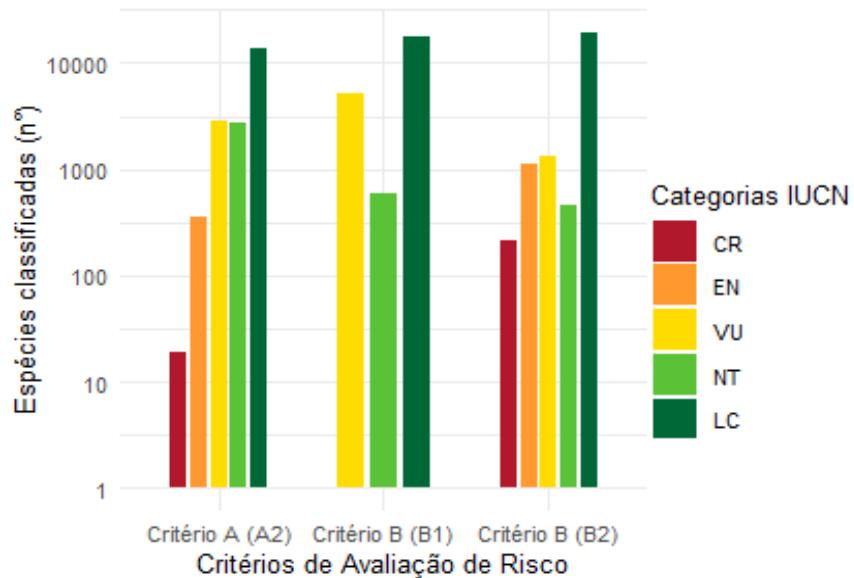


Figura 5. Resultado da avaliação de risco de extinção com base em Critérios IUCN.

Para o subcritério B1 (EOO), as 5.175 espécies em risco de extinção foram classificadas como vulnerável (VU). A EOO das espécies avaliadas foi estimada entre 2.19 km² e 10.207.943 km², com mediana de 370.955 km² (**Figura 6**). De acordo com o subcritério B2 (AOO) 210 espécies foram consideradas CR, pois apresentaram AOO <2.000 km². Outras 1.108 se classificaram como em perigo (EN) e 1.329 em vulnerável (VU) (**Figura**

5). A AOO das espécies variou entre 3.97 km² e 4.230.916 km², com mediana de 150.034 km² (**Figura 7**).

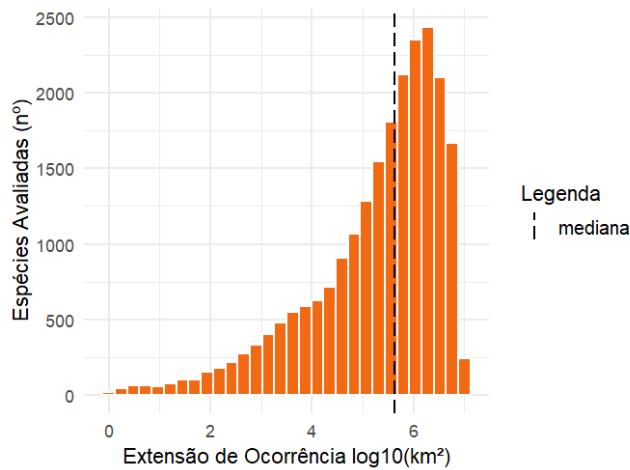


Figura 6. Histograma de Extensão de Ocorrência das espécies avaliadas no estudo. A linha tracejada representa a mediana das áreas de distribuição das espécies.

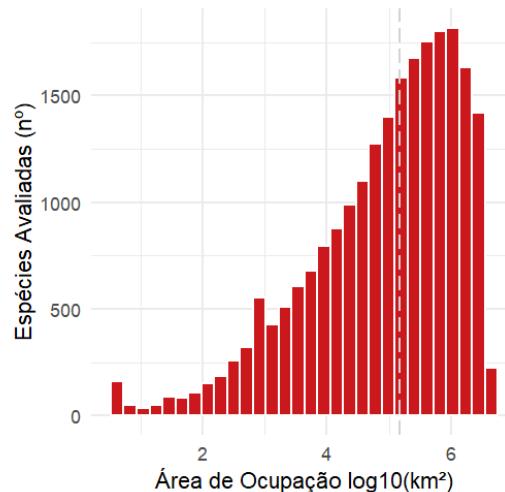


Figura 7. Histograma de Área de Ocupação das espécies avaliadas no estudo. A linha tracejada representa a mediana das áreas ocupadas por habitat.

Com base em observações do Habitat Acumulado, classificamos 2862 espécies como vulnerável (VU), 357 como em perigo (EN) e 19 espécies como criticamente ameaçada (CR). A perda percentual no habitat acumulado das espécies variou entre 0.10% e 94,87%, com média de 16,52% (**Figura 8**). Observamos que 19.972 espécies avaliadas (85,05% de todas as avaliações) experienciaram alguma perda no habitat acumulado. A região do Brasil Central concentrou a maior parte do habitat perdido (**Figura 9**). Menos frequentemente, 2.109 espécies experienciaram ganhos no habitat, com média de 12.02% de habitat recuperado a partir da observação de células em resolução de 2 x 2 km.

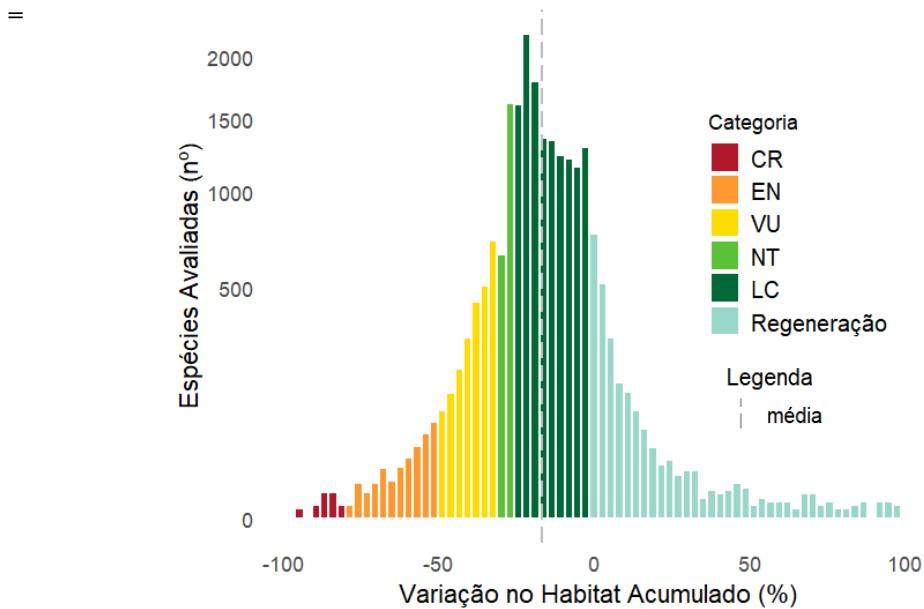
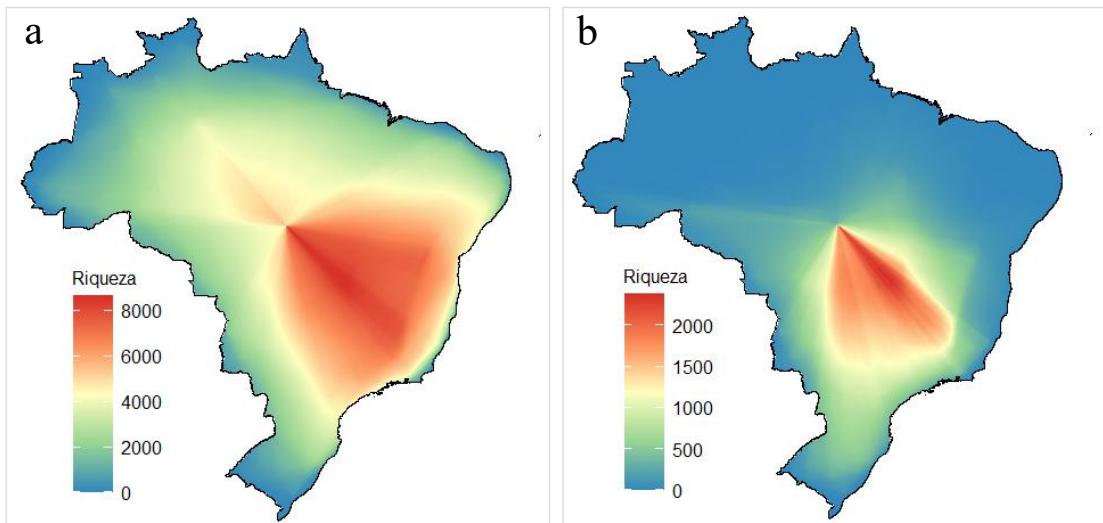


Figura 8. Histograma da variação da quantidade de habitat (%) das espécies avaliadas no estudo. A linha tracejada representa a perda média de habitat entre as avaliações.



Probabilidade de extinção

Encontramos valores de Probabilidade de Extinção (PE_H) com variações entre 0.009 e 0.44 para todas as espécies que experienciaram algum declínio no habitat acumulado. As espécies enquadradas em categorias de risco (VU, EN, CR) obtiveram valores entre 0.08 e 0.52. Espécies NT ou LC apresentaram limiares entre 0.06 e 0.08. A média de PE_H entre todas as observações é de 0.05 (Figura 10).

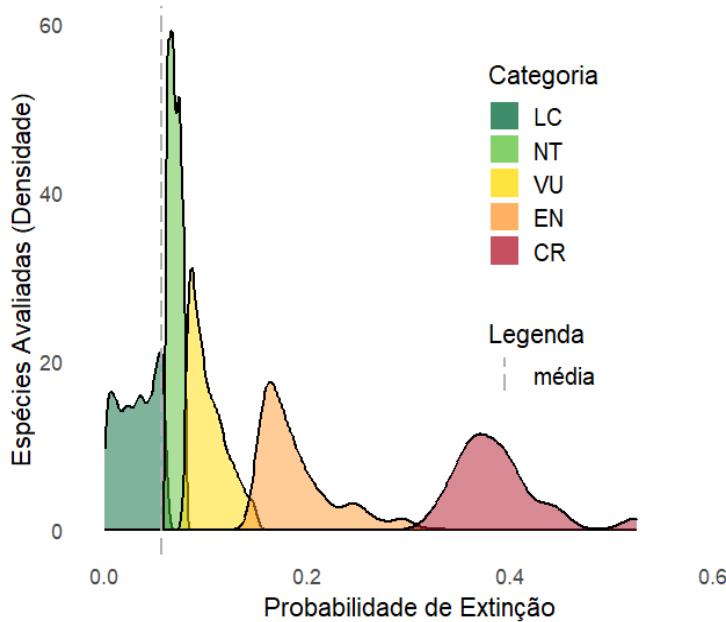


Figura 10. Distribuição da PEH entre as espécies avaliadas. A linha tracejada representa o valor médio de probabilidade de extinção da espécie com base no percentual de habitat perdido.

Performance da avaliação

A nossa avaliação acertou 60% dos casos em relação à análise do CNC (qui-quadrado = 59.157, gl = 1, p-valor <0.001). Nosso valor de sensibilidade, ou seja, capacidade de identificar as espécies ameaçadas, foi de 83,6%. Entretanto, a especificidade da análise, dada pela capacidade de identificar corretamente as espécies não ameaçadas, foi de 25,9%.

Discussão

Nosso método de avaliação possibilitou a classificação de risco de extinção a partir de dados de distribuição e de remanescentes de habitat de 23.382 espécies de plantas nativas do Brasil, aumentando a cobertura em 221%. Nossos resultados demonstram que cerca de 85% das espécies avaliadas sofreram reduções populacionais. Isso evidencia os impactos diretos da destruição da vegetação nativa sobre a distribuição geográfica e áreas de habitat de diversas espécies no país, refletindo a necessidade na de contenção da destruição da vegetação nativa. Ao identificar as espécies mais ameaçadas, nossa pesquisa permite analisar as tendências populacionais das espécies em meio a um cenário de declínio, gerando incentivos a formulação de estratégias de conservação mais eficazes e de forma direcionada.

Nosso estudo identificou espécies com reduções populacionais superiores a 80%, classificando-as como criticamente ameaçadas (CR). São plantas que se distribuem prioritariamente na região do Brasil Central, historicamente convertido para usos humanos, tornando o habitat das espécies diminuto e altamente fragmentado (Souza Jr et. al, 2020; Davidson et al., 2012). Entre essas espécies CR, também se inserem aquelas com áreas de habitat inferiores a >2000 km², devendo ser consideradas como altamente restritas considerando dimensão continental do Brasil. São espécies que já possuíam habitat reduzido no passado. Pequenas populações podem ser mais sensíveis a perturbações e alterações no ambiente, especialmente em contextos de eventos extremos ou alterações ambientais bruscas (Lawrence, 2015). Os guias de aplicação da IUCN aconselham que espécies criticamente ameaçadas com base em reduções populacionais e habitats restritos devem ser consideradas como em alto risco de extinção (IUCN, 2022).

Nosso uso do índice contínuo de Probabilidade de Extinção revelou que todas as espécies nativas avaliadas demonstraram sensibilidade às variações em seus habitats. Porém, não foi possível estabelecer prioridades entre espécies enquadradas dentro de uma mesma categoria de risco. A classificação de um grupo de espécies em uma determinada categoria implica que essas sejam tratadas como em igual risco de extinção (IUCN, 2012). Assim, nosso índice deve ser utilizado como ferramenta rápida e refinada de priorização e triagem inicial de espécies para avaliações de risco, a partir da observação de níveis de declínios no habitat em espécies que ocorrem em regiões altamente ameaçadas. Medidas de priorização em regiões críticas e pouco protegidas devem ser utilizadas para orientar e direcionar eficazmente os esforços de conservação (Lewis, 2006).

Nosso conhecimento sobre a biodiversidade é impactado por lacunas de informações de espécies, especialmente pelo Déficit Wallaceano (Hortal et al., 2015), e esse estudo não é exceção. Das espécies analisadas, 6.293 apresentaram menos de dois registros de ocorrência e foram classificadas como Deficientes de Dados (DD), inviabilizando sua análise de risco. Esse é um indicativo da sub-representação de dados espécie-específicos, refletindo o déficit no investimento estratégico e nos métodos atualmente empregados para avaliações de risco oficiais, que representam limitações de tempo e validação de informações (Nic Lughadha, 2019b; Cazalis et al., 2022). Considerando o limiar de 15 pontos, como um número adequado para avaliações sobre a distribuição das espécies (Rivers et al., 2015), 13.371 espécies foram adequadas. Assim, é necessário o incentivo na implementação de novas formas de avaliar o risco das espécies para otimizar o uso dos

recursos disponíveis, maximizando o uso das informações de espécies e objetivando a identificação de prioridades de conservação (BFG, 2015; Rondinini et al., 2011), considerando outros fatores extrínsecos de ameaça ao grupo estudado (Jaureguiberry et al., 2019).

Entretanto, sabe-se que o maior gargalo dos métodos implementados pelos métodos de avaliação de risco globalmente aplicados (Rondinini et al., 2014), e não obstante, pelas avaliações oficiais realizadas pelo CNCFlora, é o processo de validação por especialistas, que é demorado e limitado pela disponibilidade de tempo e recursos (BFG, 2011). Assim, nosso método automatizado foi bem-sucedido em prever as espécies ameaçadas de extinção corretamente, de acordo com as avaliações oficiais publicadas (CNC Flora, 2022). Dessa forma, nosso método pode ser integrado como uma etapa preliminar nas avaliações oficiais realizadas, oferecendo uma lista de espécies para revisão de acordo com o input de novas informações, otimizando o uso de tempo dos especialistas. Trata-se de uma rotina de trabalho baseada em algoritmos, o que minimiza vieses subjetivos que podem surgir em avaliações exclusivamente manuais, como a dificuldade na padronização de critérios e discordância entre especialistas (Bland et al., 2015; Nic Lughadha, 2019b;).

Em contraste à destruição em curso, as atuais políticas de conservação de áreas no Brasil protegem apenas uma pequena porção do território nacional contra a conversão e uso do solo. O Código Florestal Brasileiro define que no apenas 20% das propriedades privadas sejam reservadas para a conservação da biodiversidade na maior parte do país, salvo propriedades inseridas no bioma Amazônia, que reservam 80%. Consequentemente, a região do Cerrado Brasileiro apresenta 40% das áreas de vegetação natural disponível para conversão legal (Soares-Filho, 2014). Assim, é necessária uma política de combate à destruição da vegetação nativa que busque uma perda zero (desmatamento zero). Para tal, é importante que uma agricultura sustentável seja praticada nas áreas produtivas, na qual a fertilidade do solo e outros serviços ecossistêmicos sejam intensificados com base em princípios ecológicos (Foley et al., 2011). Por outro lado, as áreas públicas voltadas para a conservação, como terras indígenas e unidades de conservação públicas devem ser ampliadas em prol de aumentar os benefícios fornecidos para a biodiversidade e para as pessoas no país (Gonçalves-Souza, 2021; Resende et al, 2021).

Nosso estudo amplia em 221% o número de espécies da flora analisadas no país, considerando como principal ameaça à extinção a perda de habitat. Esse avanço

representa uma contribuição significativa para o entendimento da crise da biodiversidade, pois reforça a importância de se ampliar o escopo das pesquisas científicas voltadas à conservação. Assim, estudos como o nosso são beneficiados pelo avanço no conhecimento científico e representam um estímulo para os esforços no desenvolvimento de novas estratégias de monitoramento da crise, para evitar a perda do nosso patrimônio natural através do investimento na pesquisa e disponibilização de dados.

Conclusão Geral

Nesse estudo, avaliamos o estado de conservação de 23.482 espécies de plantas nativas do Brasil, considerando a destruição contínua do habitat, representando uma amplificação na cobertura de avaliações de risco de plantas para o Brasil. Concluímos que banco de dados robusto que integra informações de distribuição de espécies em uma única base, além do uso de toda a lógica proposta pelo padrão internacional de avaliações da lista vermelha da IUCN, possibilitou a ampliação das avaliações de risco, sintetizando o estado de conservação de uma ampla variedade de plantas nativas do Brasil, um país megadiverso.

Para atingir com maior precisão os objetivos de avaliação de risco, especialmente na identificação de espécies com elevada probabilidade de extinção, é imperativo gerar e divulgar dados primários específicos de cada espécie, além de considerar outros fatores de risco de extinção, enriquecendo a compreensão sobre a biodiversidade nativa. Assim, novas abordagens automatizadas são capazes de facilitar avaliações em larga escala, sendo uma ferramenta para a conservação efetiva da flora nativa, e devem complementar as avaliações já realizadas pela IUCN.

Diante desse panorama, é urgente a ampliação e implementação de estratégias de conservação que considerem as áreas públicas e privadas, objetivando o desmatamento zero em conciliação a sustentabilidade da produção de insumos e salvaguarda aos sistemas ecológicos e a biodiversidade de espécies vegetais agregadas em países megadiversos como o Brasil.

Referências Bibliográficas

- BFG-THE BRAZIL FLORA GROUP et al. Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, 2015.
- BLAND, Lucie M. et al. Predicting the conservation status of data-deficient species. **Conservation Biology**, v. 29, n. 1, p. 250-259, 2015.
- Brooks T. M., et al. 2006 Global biodiversity conservation priorities. **Science** **313**, 58–61. [doi:10.1126/science.1127609](https://doi.org/10.1126/science.1127609).
- BRUMMITT, Neil A. et al. Green plants in the red: A baseline global assessment for the IUCN sampled Red List Index for plants. **PLoS one**, v. 10, n. 8, p. e0135152, 2015.
- CAZALIS, Victor et al. Prioritizing the reassessment of data-deficient species on the IUCN Red List. **Conservation Biology**, v. 37, n. 6, p. e14139, 2023.
- Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2018). *The misunderstood sixth mass extinction*. *Science*, *360*(6393), 1080.2–1081. doi:10.1126/science.aau0191
- CBD. (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework.
- CBD/COP/DEC/15/4. Montreal: Convention on Biological Diversity. 14. Available from: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>.
- Chase, J.M., Blowes, S.A., Knight, T.M. et al. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. **Nature** **584**, 238–243 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2>
- CONNOR, Edward F.; MCCOY, Earl D. The statistics and biology of the species-area relationship. **The American Naturalist**, v. 113, n. 6, p. 791-833, 1979.
- CNCFlora (2022). Base de dados Avaliação do risco de extinção da flora nativa do Brasil (2014-2020). Disponível em: <https://ckan.jbrj.gov.br/>. Acesso em 10/10/2024.
- DAVIDSON, Eric A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321-328, 2012.
- Foley, J., Ramankutty, N., Brauman, K. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature** **478**, 337–342 (2011). <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Flora e Funga do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 18 Dez 2024

- Gonçalves-Souza, D., Vilela, B., Phalan, B., & Dobrovolski, R. (2021). The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. *Science Advances*, 7(38), eabh2932.
- Hooper, D. et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3–3
- HORTAL, Joaquín et al. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 46, p. 523-549, 2015.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Documentação do Censo 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.
- IUCN. (2012). Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iii + 41pp.
- IUCN, 2022. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 15.1. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Access: feb. 2024
- Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, Bowler DE, Coscione L, Golden AS, Guerra CA, Jacob U, Takahashi Y, Settele J, Díaz S, Molnár Z, Purvis A. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Sci Adv.* 2022 Nov 11;8(45):eabm9982. doi: 10.1126/sciadv.abm9982. Epub 2022 Nov 9. PMID: 36351024; PMCID: PMC9645725.
- LAWRENCE, Deborah; VANDECAR, Karen. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. **Nature climate change**, v. 5, n. 1, p. 27-36, 2015.
- Lewis, O. T. (2006). Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 361(1465), 163–171. doi:10.1098/rstb.2005.1712
- Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being**. Island Press, Washington, DC, 2005.
- Martins, E., Loyola, R., Martinelli G. 2017. Challenges and perspectives for achieving the Global Strategy for Plant Conservation targets in Brazil. *Annals of the Missouri Botanical Garden* in press:1–27.

- MMA. [Lista Oficial das Espécies Ameaçadas de Extinção (2022)]. Itajaí, SC. Ministério do Meio Ambiente, 2022. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf. Acesso em: 18/04/2024.
- Nic Lughadha EM et al. 2019a. The use and misuse of herbarium specimens in evaluating plant extinction risks. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 374:20170402. Available from <http://www.royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2017.0402>.
- Nic Lughadha, E.M., Walker, B.E., Canteiro, C., Chadburn, H., Davis, A.P., Hargreaves, S., Lucas, E.J., Schuiteman, A., Williams, E., Bachman, S.P., Baines, D., Barker, A., Budden, A.P., Carretero, J., Clarkson, J.J., Roberts, A., Rivers, M.C., 2019b. The use and misuse of herbarium specimens in evaluating plant extinction risks. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 374, 20170402 <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0402>.
- Projeto MapBiomass, Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2022. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 28/10/2022.
- Purvis A, Jones KE, Mace GM. 2000. Extinction. *BioEssays* 22:1123–1133. Available from <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2011.0015>
- RAMOS, Flavio Nunes et al. ATLANTIC EPIPHYTES: a data set of vascular and nonvascular epiphyte plants and lichens from the Atlantic Forest. 2019.
- RESENDE, Fernando M. et al. The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosystem Services*, v. 49, p. 101282, 2021.
- RIBEIRO, Bruno R. et al. Issues with species occurrence data and their impact on extinction risk assessments. *Biological Conservation*, v. 273, p. 109674, 2022.
- Rivers, M.C., Taylor, L., Brummitt, N.A., Meagher, T.R., Roberts, D.L., Lughadha, E.N., 2011. How many herbarium specimens are needed to detect threatened species? *Biol. Conserv.* 144, 2541–2547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.014>.
- Rondinini Carlo, Rodrigues Ana S. L. and Boitani Luigi 2011 The key elements of a comprehensive global mammal conservation strategyPhil. *Trans. R. Soc. B*3662591–2597 <http://doi.org/10.1098/rstb.2011.0111>

SOUZA JR, Carlos M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

STRASSBURG, Bernardo BN et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017.

Soares-Filho, B; et al. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344, 363-364 (2014).
DOI:10.1126/science.1246663

Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., ... Alencar, A. (2014). *Cracking Brazil's Forest Code. Science*, 344(6182), 363–364.
doi:10.1126/science.1246663