



**Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira**



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Catalina Ocampo Carvajal

**DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO MACACO-ARANHA-DE-TESTA-
BRANCA, *ATELES MARGINATUS* (PRIMATES, ATELIDAE),
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientador: Dr. Ítalo Martins da Costa Mourthé

ALTAMIRA – PA

MAIO, 2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Catalina Ocampo Carvajal

**DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO MACACO-ARANHA-DE-TESTA-
BRANCA, *ATELES MARGINATUS* (PRIMATES, ATELIDAE),
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientador: Dr. Ítalo Martins da Costa Mourthé

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA – PA

MAIO, 2022

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pela autora**

O15d Ocampo-Carvajal, Catalina.
Distribuição e conservação do macaco-aranha-de-testa-branca,
Ateles marginatus (Primates, Atelidae), na Amazônia oriental /
Catalina Ocampo-Carvajal. — 2022.
v, 51 f. : il. color.

Orientador: Dr. Ítalo Martins da Costa Mourthé
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-
Graduação em Biodiversidade e Conservação, Altamira, 2022.

1. Amazônia. 2. Arco do desmatamento. 3. MaxEnt. 4.
Modelos de distribuição de espécies. 5. Primatas neotropicais.
I. Título.

CDD 574.5222

Dedicatória

Honrar y celebrar tu vida a través de la mía, también es tu eternidad.

A mi padre.

Agradecimentos

Sou muito grata a todas as pessoas que contribuíram para o desenvolvimento do meu estudo de várias formas, através de apoio acadêmico, logístico e emocional.

Às entidades públicas que financiaram meus estudos no Brasil, especialmente à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/Brasil) e ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal do Pará. Também sou grata a todos os funcionários da UFPA, pela ajuda durante a pandemia e minha estadia no campus da universidade em Altamira.

Ao Thiago Cavalcante, Luis Francisco Henao, Sam Shanee, Karina Dias, Neander Heming, André Andrade, Lucas Gonçalves, Bruna Bezerra, Rafael Rabelo e todas as pessoas que me ajudaram no desenvolvimento e/ou revisão deste estudo, com suas assessorias e por todo o tempo dedicado por eles ao meu projeto. Gratidão especial ao Juan Daniel Vásquez, que me acompanhou em todo o processo como assessor e amigo. Te aprecio muito, suas piadas, memes, paciência e todas as risadas ao longo do processo.

Aos meus professores, André Andrade, André Sawakuchi, Felipe Bittioli, Karina Dias, Leandro Maracahipes, Karlo Guidoni Martins, Leandro Sousa e Thiago Vieira. Em especial, agradeço à Tatiana Pereira, que sempre foi muito atenciosa e amorosa comigo.

Ao meu querido professor e orientador, Ítalo Mourthé, por toda a sua paciência e empenho. Seus ensinamentos me tornaram uma pesquisadora, cientista, profissional e uma pessoa melhor.

Ao Fabricio, Suzana e Willian, meus irmãos e amigos brasileiros.

Aos meus amigos, Daniela De Fex, Catalina Morales, Felipe García, Jaime Silva, Milena Castro, Carlos González, por seus conselhos e amor, por suportarem minhas crises, dúvidas existenciais e estarem sempre ao meu lado. Às minhas ‘roomies’, Génesis e Susana, pelo apoio emocional, risadas e amizade, e ao cachorrinho Brown por ser a companhia perfeita.

Finalmente, para as pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe e minhas irmãs Sofia e Diana, vocês são minha rocha. Tudo é graças a vocês.

E ao meu pai. O que sou é graças a você. Te amo e sinto sua ausência todos os dias da minha vida. Espero que você esteja orgulhoso, onde quer que esteja.

Sumário

Resumo Geral	6
Introdução Geral	7
Objetivo Geral	8
Objetivos Específicos	8
Literatura citada	9
Capítulo 1	11
Distribuição e conservação do macaco-aranha-da-testa-branca (<i>Ateles marginatus</i>) na Amazônia Oriental	12
Métodos	16
Resultados	23
Discussão	26
Referências	30
Apêndices (Material Suplementar)	38

Resumo Geral

Compreender a distribuição das espécies ameaçadas é fundamental para sua conservação. *Ateles marginatus* é uma espécie de primata de grande porte, altamente frugívora, pouco conhecida e ameaçada de extinção, que habita o arco do desmatamento no leste da Amazônia brasileira, uma região que tem sofrido uma ameaça sem precedentes. Neste estudo, combinamos registros de ocorrência de *A. marginatus* com dados climáticos e ambientais em modelos de distribuição de espécies usando o algoritmo de máxima entropia (MaxEnt) para determinar a distribuição da espécie e sobrepor sua área de ocupação (AOO) com áreas protegidas, desmatamento atual e futuro e atividade de fogo a fim de avaliar o impacto dessas ameaças sobre a espécie. Nós encontramos que a temperatura anual média, precipitação do trimestre mais seco, altura das árvores e produtividade primária líquida foram as variáveis mais importantes na determinação da distribuição de *A. marginatus*. Nosso modelo previu uma AOO altamente irregular ocupando uma área de 345.628 km² (61% de sua extensão de ocorrência). Cinquenta e quatro por cento de sua AOO encontra-se em áreas atualmente desprotegidas. Além disso, 23% e 18% de sua AOO foram impactadas pelo desmatamento acumulado atual (2000-2021) e fogo (2021), respectivamente. Finalmente, com base em uma projeção de desmatamento futuro, também estimamos que a AOO atual da espécie pode perder 70% da floresta até 2050. Manter a classificação da espécie como Em Perigo, segundo o critério A4cd, é uma decisão acertada. Nossos resultados destacam que uma grande parte das florestas primárias habitadas por *A. marginatus* pode desaparecer, comprometendo assim a persistência desta espécie no longo prazo.

Introdução Geral

A biodiversidade global, vem diminuindo a um ritmo alarmante, como consequência de atividades antrópicas que modificaram drasticamente os ecossistemas naturais (i.e. desmatamento, fragmentação e degradação dos habitats naturais, incêndios, represamento de rios) (Hogue & Breon, 2022; Nepstad et al., 2014; Simkin et al., 2022). Estas atividades antrópicas têm como efeitos diretos e imediatos a mudança no uso e cobertura do solo, contaminação hídrica, atmosférica, do solo e perda da biodiversidade, além de causar também efeitos de médio e longo prazo como a perda da funcionalidade e serviços ambientais dos ecossistemas e as mudanças climáticas (e.g. aquecimento da superfície da terra, mudanças nos padrões de chuva) (Carvalho et al., 2019; Fearnside, 2005; Feng et al., 2021; Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011). A Amazônia tem sido bastante afetada pelas atividades antrópicas. Desmatamento e fogo podem ser considerados como as maiores causas da perda de biodiversidade nesta região (Estrada et al., 2017; Fearnside, 2005; Feng et al., 2021; Galán-Acedo et al., 2019; Soares-Filho et al., 2006), causando a perda e/ou degradação do habitat, diminuindo a oferta de recursos para os animais. Estas ameaças se concentram principalmente no arco do desmatamento, uma região com altos índices de desmatamento, distribuída ao leste e sul da Amazônia brasileira (da Silva et al., 2022; Domingues & Bermann, 2012; Ferreira, 2005; PRODES INPE, 2021). O impacto real das diversas ameaças antrópicas ainda é pouco conhecido para a maioria das espécies da Amazônia e várias evidências usadas para avaliar seus efeitos são geralmente inferidas por especialistas, devido à ausência de evidências atuais para a maioria das espécies (e.g. área de ocorrência e ocupação; IUCN, 2019). Isso é particularmente problemático no caso de espécies pouco estudadas que habitam regiões remotas pouco exploradas.

O uso de ferramentas alternativas para determinar o atual estado de conservação das espécies é fundamental para a implementação de planos de ação locais, regionais e globais para as espécies. Nesse sentido, os modelos de distribuição de espécies (MDE) (Araújo et al., 2019; Cepic et al., 2022) surgem como uma das ferramentas mais promissoras para estimar a extensão de ocorrência ou área de ocupação das espécies, melhorando a detecção de potenciais ameaças dentro das áreas realmente ocupadas pelas espécies (Ortega-Andrade et al., 2015; Sales et al., 2019). Os MDE correlacionam registros de ocorrência das espécies com fatores bióticos e abióticos do ambiente (Elith et al., 2011; Parra et al., 2004). O objetivo mais comum desse tipo de modelagem é entender os padrões e processos que moldam a

distribuição geográfica das espécies, incluindo os efeitos das atividades antrópicas nas áreas ocupadas por elas (Solano & Feria, 2007) e a projeção espacial ou temporal dessa distribuição, avaliando assim o efeito das mudanças climáticas ou da introdução de espécies sobre a biodiversidade (Guisan & Thuiller, 2005).

Neste estudo, usamos um modelo de máxima entropia (MaxEnt) para modelar a distribuição de *Ateles marginatus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1809; Primates, Atelidae), uma espécie de grande porte, considerada ameaçada de extinção na categoria Em Perigo (EN: Ravetta et al., 2021), e que por se tratar de um primata altamente frugívoro e com requerimentos de habitat específicos, é considerada como uma espécie sensível a mudanças no ecossistema (IUCN, 2019). Além disso, esta espécie ocorre na região do arco do desmatamento na Amazônia (Fearnside, 2005). Depois de estimar o modelo, foram determinados a abrangência das áreas protegidas e impactos do desmatamento atual e futuro (2050) e fogo na área de distribuição de *A. marginatus*, a fim de avaliar o impacto dessas ameaças à sua conservação.

Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo foi investigar os fatores que determinam a distribuição de *Ateles marginatus* na Amazônia oriental, avaliando o impacto de potenciais ameaças e da abrangência de áreas protegidas dentro da distribuição da espécie, de forma a contribuir com evidências que subsidiem futuras avaliações do estado de conservação e planos de ação para a conservação da espécie.

Objetivos Específicos

- 1) Modelar a distribuição geográfica de *A. marginatus* para identificar os principais fatores bióticos e abióticos que determinam a distribuição dessa espécie, com base em variáveis climáticas e ambientais;
- 2) Avaliar a abrangência das áreas protegidas dentro da distribuição atual de *A. marginatus*;
- 3) Avaliar o efeito do fogo e desmatamento na distribuição atual de *A. marginatus*;
- 4) Avaliar o efeito da projeção futura (2050) de desmatamento na distribuição de *A. marginatus*.

Literatura citada

- Araújo, M. B., Anderson, R. P., Barbosa, A. M., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., Garcia, R. A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R. B., Zimmermann, N. E., & Rahbek, C. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci Adv*, 5:1–12. DOI: 10.1126/sciadv.aat4858
- Carvalho, J. S., Graham, B., Rebelo, H., Bocksberger, G., Meyer, C. F. J., Wich, S., & Kühl, H. S. (2019). A global risk assessment of primates under climate and land use/cover scenarios. *Glob Chang Biol*, 25:3163–3178. DOI: 10.1111/gcb.14671
- Cepic, M., Bechtold, U., & Wilfing, H. (2022). Modelling human influences on biodiversity at a global scale—A human ecology perspective. *Ecol. Model*, 465. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2021.109854
- Da Silva, L. B., Oliveira, G. L., Frederico, R. G., Loyola, R., Zacarias, D., Ribeiro, B. R., & Mendes-Oliveira, A. C. (2022). How future climate change and deforestation can drastically affect the species of monkeys endemic to the eastern Amazon, and priorities for conservation. *Biodiv Conserv*. DOI: 10.1007/s10531-022-02373-1
- Domingues, M. S., & Bermann, C. (2012). O arco de desflorestamento na amazônia: Da pecuária à soja. *Ambiente e Sociedade*, 15:1–22. DOI: 10.1590/S1414-753X2012000200002
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers Distrib*, 17:43–57. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Fiore, A. Di, Anne-Isola Nekaris, K., Nijman, V., Heymann, E. W., Lambert, J. E., Rovero, F., Barelli, C., Setchell, J. M., Gillespie, T. R., Mittermeier, R. A., Arregoitia, L. V., de Guinea, M., Gouveia, S., Dobrovolski, R., Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Sci Adv*, 3. DOI: 10.1126/sciadv.1600946
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conserv Biol*, 19:680–688. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x
- Feng, X., Merow, C., Liu, Z., Park, D. S., Roehrdanz, P. R., Maitner, B., Newman, E. A., Boyle, B. L., Lien, A., Burger, J. R., Pires, M. M., Brando, P. M., Bush, M. B., McMichael, C. N. H., Neves, D. M., Nikolopoulos, E. I., Saleska, S. R., Hannah, L., Breshears, D. D., Enquist, B. J. (2021). How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity. *Nature*, 597:516–521. DOI: 10.1038/s41586-021-03876-7
- Ferreira, L. V; Venticinque, E.M; Almeida, S. (2005). O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados* 19:1–10
- Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Cudney-Valenzuela, S. J., & Fahrig, L. (2019). A global assessment of primate responses to landscape structure. *Biol Rev*, 94:1605–1618.

DOI: 10.1111/bry.12517

- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
- Hogue, A. S., & Breon, K. (2022). The greatest threats to species. *Conserv Sci Pract* 4:e12670. DOI: 10.1111/csp2.12670
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Da Motta, R. S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M. C., McGrath-Horn, M., Carvalho, O., & Hess, L. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344:1118–1123. DOI: 10.1126/science.1248525
- Ortega-Andrade, H. M., Prieto-Torres, D. A., Gómez-Lora, I., & Lizcano, D. J. (2015). Ecological and geographical analysis of the distribution of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in Ecuador: Importance of protected areas in future scenarios of global warming. *PLoS One* 10:1–20. DOI: 10.1371/journal.pone.0121137
- Parra, J. L., Graham, C. C., & Freile, J. F. (2004). Evaluating alternative data sets for ecological niche models of birds in the Andes. *Ecography* 27:350–360. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2004.03822.x
- Plischoff, P., & Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: Una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Rev de Geogr Norte Gd* 2011:61–79. DOI: 10.4067/s0718-34022011000100005
- Ravetta, A.L., Buss, G., & Mittermeier, R.A. 2021. *Ateles marginatus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2282A191689524.<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2282A191689524.en>. Accessed on 06 June 2022i
- Sales, L. P., Ribeiro, B. R., Pires, M. M., Chapman, C. A., & Loyola, R. (2019). Recalculating route: dispersal constraints will drive the redistribution of Amazon primates in the Anthropocene. *Ecography* 42:1789–1801. DOI: 10.1111/ecog.04499
- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *PNAS USA* 119:1–10. DOI: 10.1073/pnas.2117297119
- Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L. M., Cerqueira, G. C., Garcia, R. A., Ramos, C. A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., & Schlesinger, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520–523. DOI: 10.1038/nature04389
- Solano, E., & Feria, T. P. (2007). Ecological niche modeling and geographic distribution of the genus *Polianthes* L. (Agavaceae) in Mexico: Using niche modeling to improve assessments of risk status. *Biodiv Conserv* 16:1885–1900. DOI: 10.1007/s10531-006-9091-0

Este capítulo foi formatado segundo as normas da revista Biodiversity and Conservation, disponível em: www.springer.com/journal/10531/submission-guidelines

Capítulo 1

DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO MACACO-ARANHA-DA-TESTA-BRANCA (*Ateles marginatus*) NA AMAZÔNIA ORIENTAL

1 **Distribuição e conservação do macaco-aranha-da-testa-branca**
2 **(*Ateles marginatus*) na Amazônia Oriental**

3

4 Catalina Ocampo-Carvajal¹, Thiago Cavalcante^{2,3}, Juan D. Vásquez-Restrepo⁴,
5 André Ravetta⁵, Ítalo Mourthé¹

6 ¹ Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará,
7 Altamira, Brasil

8 ² Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia,
9 Manaus, Brasil

10 ³ Grupo de Pesquisas em Mamíferos Amazônicos, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia,
11 Manaus, Brasil

12 ⁴ Programa de Pós-graduação em Ciencias Biológicas, Instituto de Geología, Universidade
13 Nacional Autónoma de México, Cidade de México, México

14 ⁵ Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Brasil

Abstract

Distribution and conservation of white-cheeked spider monkey (*Ateles marginatus*) in eastern Amazonia

Understanding the distribution of threatened species is pivotal to their conservation. *Ateles marginatus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1809) is a large-sized, highly frugivorous, poorly known, endangered primate species that inhabit the arc of deforestation in eastern Brazilian Amazonia, a region that have been accounting for unprecedented rates of deforestation over decades. In this study, we combined species occurrence records with climatic and environmental data in species distribution models using MaxEnt to determine *A. marginatus* distribution and overlaid its area of occupancy (AOO) with protected areas, current and future deforestation, and fire activity to evaluate the impact of these threats on the species. We found that mean annual temperature, rainfall in the driest quarter, tree height and net primary productivity were the most important variables in determining the distribution of *A. marginatus*. Our model predicted a highly patchy occurrence over an area of 345.628 km² (61% of its extension of occurrence). Fifty-four percent of its AOO lies in currently unprotected areas. In addition, 23% and 18% of its AOO were affected by current accumulated deforestation and fire activity (until 2021), respectively. Finally, based on a projection of future deforestation, we also estimated that the current AOO of the species might lost 70% of forest until 2050. Keeping the species categorization as endangered (EN), under criteria A4cd, is an assertive decision. Our findings highlight that a large part of the well-developed, primary forests inhabited by *A. marginatus* is being vanished, thus compromising the persistence of this species at the long run.

Keywords: anthropogenic threats; arc of deforestation, Brazil; endangered species; habitat suitability; geographical distribution; species distribution models.

40 **Introdução**

41 A biodiversidade global vem diminuindo em um ritmo alarmante como consequência de
42 atividades antrópicas que modificam drasticamente os ecossistemas naturais (i.e. desmatamento,
43 fragmentação, degradação do habitat, incêndios, represamento de rios), em grande parte, para a
44 produção de alimentos em larga escala, uso de recursos florestais e expansão urbana (Hogue &
45 Breon, 2022; Nepstad et al., 2014; Simkin et al., 2022). Estas atividades mudam as condições
46 ambientais, resultando em efeitos imediatos, tais como a mudança nos padrões de uso e cobertura
47 do solo, contaminação do solo, ar e água e a superexploração dos recursos naturais, mas também
48 resulta em efeitos de médio e longo prazo, como a perda da funcionalidade e serviços ambientais
49 dos ecossistemas e as mudanças climáticas (e.g. aquecimento da superfície da terra, mudanças nos
50 padrões de chuva; Carvalho, et al., 2019; Fearnside, 2005; Feng et al., 2021; Pliscoff & Fuentes-
51 Castillo, 2011).

52 A Amazônia é a maior floresta tropical e um dos ambientes com a maior biodiversidade do
53 planeta (Feng et al., 2021; Mittermeier et al., 2003; Silva Junior et al., 2021). Apesar de sua
54 importância, este bioma também tem sido bastante impactado pelas atividades humanas. O
55 desmatamento e fogo podem ser considerados as maiores causas da perda de biodiversidade na
56 Amazônia (Estrada et al., 2017; Fearnside, 2005; Feng et al., 2021; Galán-Acedo et al., 2019;
57 Soares-Filho et al., 2006). Ambas atuam pelo mesmo mecanismo (i.e., desmatamento gera perda
58 de habitat, exacerbada pelo fogo), causando perda e/ou degradação do habitat, que diminui a
59 oferta de recursos para os animais. Feng e colaboradores (2021) estimaram que entre 103,079 e
60 189,755 km² de florestas foram afetadas pelo fogo desde 2001 na Amazônia, impactando a
61 distribuição de 77-85% das espécies que ocorrem nesta região. Estas ameaças se concentram
62 principalmente no arco do desmatamento (região com altos índices de desmatamento, distribuída
63 ao leste e sul da Amazônia, nos estados do Maranhão, Pará, Mato Grosso, Acre e Rondônia). Por
64 exemplo, esta região concentra cerca de 90% do desmatamento acumulado total da Amazônia; Da
65 Silva et al., 2022; Domingues & Bermann, 2012; Ferreira et al., 2005; PRODES INPE, 2021).

66 O fogo pode ser benéfico para a biodiversidade quando ocorre em baixa frequência e
67 intensidade (i.e., plantas podem se beneficiar de incêndios naturais/controlados que ocorrem no
68 Cerrado brasileiro). Entretanto, o aumento da frequência e intensidade dos incêndios tem escalado
69 nas últimas décadas, com consequências negativas para a biodiversidade. O potencial do fogo para
70 a biodiversidade é duplamente negativo, pois além de provocar a perda de habitat, ele também

71 causa a mortalidade dos animais que habitam esses ambientes (Feng et al., 2021). O uso do fogo é
72 uma prática já utilizada a bastante tempo na limpeza das áreas para a agricultura e pecuária de
73 pequeno e grande porte (Fearnside 2003, 2005; Da Silva et al. 2005). Eventos de seca,
74 desmatamento e fogo podem agir sinergicamente, uma vez que o número de incêndios tem relação
75 com a área desmatada (Aragão et al., 2008; Linero et al., 2020), principalmente durante períodos
76 secos (Aragão et al., 2008; Brando et al., 2020). Além da perda de habitat, o fogo também pode
77 causar a perda da qualidade dos habitats florestais remanescentes, empobrecimento e perda
78 funcional de ecossistemas, culminando com a morte de organismos (Feng et al., 2021; Jolly et al.,
79 2022; Tomas et al., 2021).

80 O impacto das diversas ameaças supracitadas ainda é pouco conhecido para a maioria das
81 espécies da Amazônia. Neste sentido, determinar o atual estado de conservação das espécies é
82 fundamental para a implementação de planos de ação locais, regionais e globais visando a
83 conservação das espécies. Ferramentas como a lista vermelha e as avaliações do estado de
84 conservação das espécies, realizados pela União Internacional para a Conservação da Natureza
85 (IUCN) e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), respectivamente,
86 podem ajudar na determinação das prioridades de conservação, através da categorização do risco
87 de extinção das espécies (IUCN, 2019). A avaliação do estado de conservação das espécies deve
88 ser realizada usando todas as evidências disponíveis a fim de melhorar o processo de classificação
89 das espécies e atuar de acordo com as prioridades ecológicas e políticas para sua proteção (Bland
90 et al., 2015; Silva et al., 2020). Entretanto, vários dados usados nestas avaliações são geralmente
91 inferidos por especialistas, devido à ausência de evidências observadas, estimadas ou projetadas
92 com base em dados reais e atuais para as espécies; particularmente no caso de espécies pouco
93 estudadas, que habitam regiões remotas e pouco conhecidas.

94 Nesse sentido, os modelos de distribuição de espécies (MDE) (Araújo et al., 2019; Cepic et
95 al., 2022) emergem como uma das ferramentas mais promissoras para estimar a área de ocorrência
96 das espécies e detectar potenciais ameaças dentro dessas áreas (Ortega-Andrade et al., 2015; Sales
97 et al., 2019). Os MDE são baseados nos registros de ocorrência das espécies correlacionados com
98 fatores bióticos e abióticos espacialmente explícitos (Elith et al., 2011; Parra et al., 2004). O
99 objetivo mais comum desse tipo de modelagem é prever a adequabilidade de habitat para as
100 espécies, com base na teoria do nicho ecológico (Elith et al., 2011; Phillips, 2006). Estes modelos
101 são úteis para identificar padrões biogeográficos, estimar a distribuição de um táxon, realizar

projeções futuras e avaliar o efeito das mudanças climáticas, invasões e outras atividades antrópicas sobre a biodiversidade (Guisan & Thuiller, 2005).

Neste estudo, usamos o algoritmo de máxima entropia (MaxEnt) para modelar a distribuição de *Ateles marginatus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1809; Primates, Atelidae), um primata de grande porte, considerado ameaçado de extinção na categoria Em Perigo (EN), tanto em nível regional (Ravetta et al. 2015, 2021) quanto global (Ravetta, et al., 2021). Como ocorre em outros atelíneos, *A. marginatus* apresenta baixa taxa intrínseca de crescimento, baixa fertilidade, longos períodos de gestação e entre partos, seus filhotes são dependentes da mãe por longos períodos (i.e., até o desmame, que tem uma duração entre 24 e 36 meses: Di Fiore & Campbell, 2007), necessita de extensas áreas de vida e apresentam uma dieta altamente dependente dos frutos (Rylands & Keuroghlian, 1988). Esta espécie habita as florestas ombrófilas e semidecíduas de terra-firme nos estados brasileiros do Pará e Mato Grosso e sua distribuição encontra-se totalmente incluída no arco do desmatamento Amazônico. Por se tratar de uma primata de grande porte, com requerimentos alimentares e de habitat específicos, *A. marginatus* é uma espécie sensível a mudanças no ecossistema, tais como a perda e degradação do hábitat (Lima-Silva et al., 2022; Ravetta & Ferrari, 2009). É possível que fatores bióticos (e.g., produtividade primária, cobertura florestal) e abióticos (e.g. precipitação, temperatura, sazonalidade climática) sejam importantes variáveis determinando a distribuição desta espécie, como ocorre com outros atelíneos de grande porte amazônicos (Cavalcante et al., 2020; Rabelo et al., 2020; Linero et al., 2020). Considerando que *A. marginatus* ocorre apenas dentro no arco do desmatamento, é urgente definir as principais ameaças ocorrendo ao longo da distribuição geográfica desta espécie. Desta forma, também tivemos como objetivo determinar o impacto do desmatamento presente e futuro (2050), fogo e abrangência de áreas protegidas na área de distribuição da espécie a fim de avaliar o impacto dessas ameaças à sua conservação. Estes dados contribuirão para as futuras avaliações do estado de conservação e poderão subsidiar futuros planos de ação para a espécie, garantindo a persistência de *A. marginatus* em longo-prazo.

Métodos

Área de estudo

Nossa área de estudo é a Amazônia oriental compreendida no interflúvio Tapajós-Xingu (Figura 1), nos estados do Pará e Mato Grosso (0°52'–14°47' S, 50°17'–59°34' W). Esta região encontra-se localizada no domínio da Amazônia e sua vegetação é caracterizada por um mosaico de

florestas de terra firme (estacional semi-decídua, ombrófila densa e aberta), florestas de várzea e florestas de transição entre o ecossistema Amazônico e o Cerrado (Ivanauskas et al., 2008; INPE, 2004). O clima predominante é tropical quente e úmido (Am, segundo a classificação de Köppen: Peel et al., 2007), com estação chuvosa entre dezembro e março e seca entre abril e novembro. A temperatura média anual é de 26.4°C e precipitação anual de 2059 mm (dados compilados em Almeida et al., 2017).

Objeto de estudo

Macacos-aranha são primatas neotropicais (Platyrrhini, Atelinae) arborícolas de grande porte (~8 kg), que se deslocam de forma suspensória por meio de braquiação. Eles se locomovem principalmente nas partes mais altas do dossel da floresta, embora usem os estratos inferiores ocasionalmente (Campbell et al., 2005; Mourthé & Barnett, 2014; Youlatos, 2010). Os frutos correspondem a mais de 80% da sua dieta (Abondano & Link, 2012; Di Fiore et al., 2008; Mourthé, 2012; Nunes, 1998; Ortiz-Martínez et al., 2012; Pozo-Rivera, 2004). Os macacos-aranha não formam grupos coesos. Em geral, os membros de um mesmo grupo social formam agrupamentos com tamanho e composição sexo etária variada e dinâmica social fluida (Aureli et al., 2008). A distribuição atual dos atelíneos, bem como de outros primatas neotropicais, é o resultado de interações climáticas, históricas (e.g. formação dos grandes rios, soerguimento da cordilheira do Andes) e/ou ecológicas (e.g. competição e organização social) (Ayres & Clutton-Brock, 1992; Cavalcante et al., 2020; Defler, 2010; Fordham et al., 2020; Mourthé et al., 2022), que restringem a distribuição geográfica das espécies. No entanto, embora seja um gênero altamente arborícola, existem recorrentes relatos de travessia a nado em rios, destacando uma razoável habilidade natatória deste taxón (Chaves & Stoner, 2010; Nunes, 2014; Mourthé et al., 2022).

Ateles marginatus é uma espécie endêmica do Brasil, com ocorrência nos estados do Pará e Mato Grosso (Figura 1; Ravetta et al. 2015). Esta espécie provavelmente se diversificou a partir de eventos vicariantes ocorridos principalmente durante o Pleistoceno (Defler, 2010), como o soerguimento da cadeia dos Andes e as subsequentes modificações ocorridas na paisagem amazônica (Hoorn et al., 2010). Tais mudanças podem ter contribuído para a formação de enclaves populacionais (Hershkovitz, 1977), que possibilitaram a evolução das diferentes espécies ocupando nichos ecológicos semelhantes (Morales-Jimenez, 2015). *Ateles marginatus* é uma espécie considerada ameaçada de extinção, segundo o ICMBio e a IUCN (Ravetta et al. 2015;

Mittermeier et al. 2019). A distribuição desta espécie é relativamente bem conhecida (Lima-Silva et al., 2022; Mittermeier et al. 2019; Ravetta et al. 2015) e encontra-se totalmente inserida no arco do desmatamento, uma região sujeita a altas taxas de desmatamento da Amazônia (Broadbent et al., 2008; Fearnside, 2005; Soares-Filho et al., 2006).

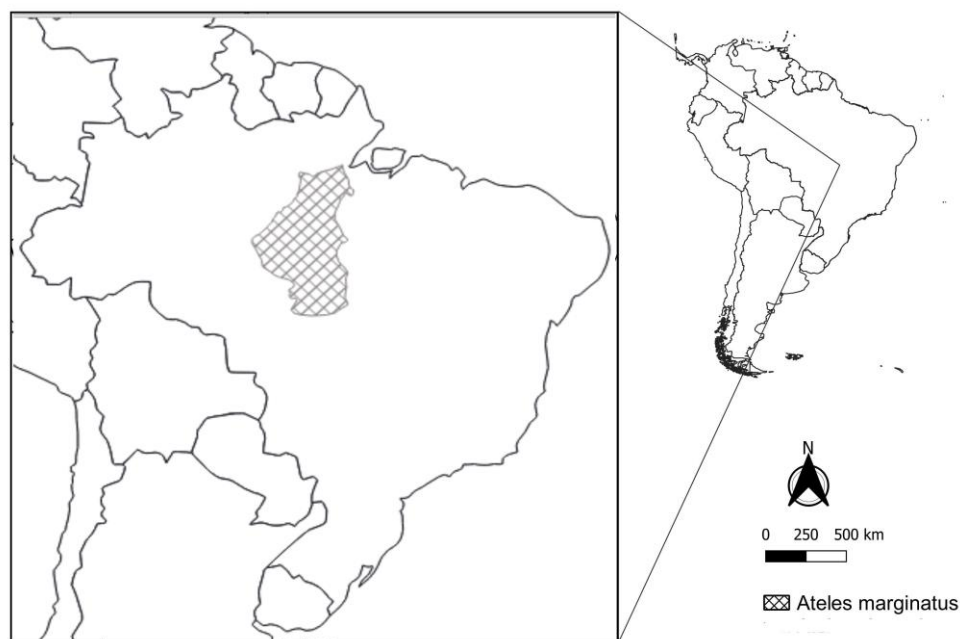


Figura 1. Distribuição atual de *A. marginatus*, conforme IUCN, 2021

Coleta e limpeza dos dados de ocorrência

Os registros de presença de *Ateles marginatus* foram coletados em bancos de dados eletrônicos, tais como o GBIF (<http://www.gbif.org>), iNaturalist (www.inaturalist.org) e Species Link (<http://splink.cria.org.br>), além de informações disponibilizadas na literatura (Buss et al., 2017; Lima-Silva et al., 2022; Pimenta, 2005; Ravetta & Ferrari, 2009) e registros próprios, de forma a cobrir toda a distribuição geográfica conhecida da espécie (Tabela S1). Para evitar a inclusão de erros nos modelos, foi realizada a classificação, limpeza e remoção de registros imprecisos e/ou errôneos com base em dados de literatura e no conhecimento de especialistas (De Marco & Nóbrega, 2018; García-Roselló et al., 2019; Guisan & Thuiller, 2005; Hao et al., 2020; Lin et al., 2018; Mendes et al., 2020). Por exemplo, ao checar os dados disponíveis, verificamos que alguns registros foram determinados erroneamente como *Ateles belzebuth* (Tabela S1), embora estivessem dentro da área de distribuição de *A. marginatus* (um erro relativamente comum resultante das reclassificações taxonômicas das espécies ao longo do tempo). Apenas os registros

identificados em nível de espécie foram utilizados e registros sem referência geográfica confiável foram descartados. Após a checagem e limpeza dos 177 registros iniciais, obtivemos 157 registros de ocorrência de *A. marginatus*. Para controlar a intensidade de amostragem e evitar uma sobre estimativa em áreas mais intensamente amostradas, filtramos e removemos pontos vizinhos em um raio de 4.5 km, utilizando o pacote spThin v.0.2.0 (Aiello-Lammens et al., 2015). Depois dessa limpeza, restaram 90 registros os quais foram utilizados para o modelo (Figura 2A, S2).

Calibração e avaliação do modelo

Para delimitar a área de calibração do nosso modelo, levamos em consideração a extensão de ocorrência (EOO) da espécie, que é a área mínima abrangendo todos os registros de ocorrência conhecidos para a espécie (IUCN, 2019), acrescida de um buffer posteriormente recortado pelos rios que delimitam a distribuição geográfica da espécie (Ravetta & Ferrari, 2009). Usamos o pacote “ENMwizard” (disponibilizado em <https://github.com/HemingNM/ENMwizard>) para gerar o polígono mínimo convexo (Figura S4A) abrangendo todos os registros de ocorrência, que foi posteriormente circundado por um *buffer* de 1.5° (Cavalcante et al., 2020; Da Silva et al., 2020; Linero et al., 2020). Este *buffer* estabelece uma área ao redor dos pontos, considerando o potencial de dispersão da espécie (Figura S4B). Depois, considerando que os rios podem limitar a dispersão das espécies (Ayres e Clutton-Brock, 1992; Fordham et al., 2020. Mourthé et al. 2022), fizemos um recorte adicional levando em conta o contorno dos rios Amazonas, Tapajós e Xingu, que são reconhecidos como delimitadores da distribuição de *A. marginatus* (Ravetta & Ferrari, 2009; Figura S4C).

Escolhemos as variáveis usadas de acordo com a biologia da espécie (i.e. aquelas que deveriam influenciar a distribuição de primatas arborícolas; Cavalcante et al., 2020; Pozo, 2009; Rabelo et al., 2020). Para a construção do nosso modelo baixamos três variáveis bioclimáticas disponíveis no WorldClim 2.1 (Hijmans et al., 2005): temperatura média anual (bio 1), sazonalidade da precipitação (bio 15), precipitação do trimestre mais seco (bio 17) e três variáveis ambientais: produtividade primária líquida (NPP: <https://earthdata.nasa.gov/>), cobertura florestal (Globcover; http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php) e altura das árvores “Tree Height” (Simard et al., 2011) (Tabela 1). Todas as variáveis foram baixadas com uma resolução de 2.5 arc min (aprox. 4.5 × 4.5 km). As variáveis ambientais e climáticas foram empilhadas, recortadas e reamostradas no mesmo tamanho e resolução da área de calibração (Figura S4C, S5). Testamos a

multicolinearidade das variáveis com uma matriz de correlação excluindo as variáveis Bio 15 e Cobertura forestal que apresentaram um $r > |0.8|$ (Figura S1). Além disso, aplicamos o fator de inflação de variância (VIF), utilizando o pacote *usdm* v.1.1-18 (Naimi, 2017) para as variáveis finais garantindo que não apresentaram $VIF \geq 10$ (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis ambientais e climáticas usadas no modelo de distribuição de *Ateles marginatus*

Categoria	Variável	Descrição	Fonte	VIF
Ambiental	NPP	Produtividade primária líquida	Nasa Earth Observations 3.0	1.541356
		Altura das árvores	Simard et al. (2011)	1.475082
	Cobertura florestal	Mapa global de cobertura do solo	GlobCover	-----
Climática	Bio 1	Temperatura média anual	WorldClim 2.1	1.255621
	Bio 17	Precipitação do trimestre mais seco		1.250580
	Bio 15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)		-----

Para modelar a distribuição de *A. marginatus*, utilizamos o algoritmo (MaxEnt; Elith et al., 2011; Phillips, 2006). Escolhemos o MaxEnt porque este algoritmo tem demonstrado alta acurácia nas suas previsões, mesmo usando bancos de dados pequenos (Cavalcante et al., 2020; Thorn et al., 2009), como é o caso de *A. marginatus*. O MaxEnt permite modelar a adequabilidade ambiental a partir da correlação entre os registros de ocorrência de uma espécie e as variáveis climáticas e ambientais na região, a fim de estimar a distribuição potencial da espécie (Andrade et al., 2020; Elith et al., 2011; Phillips, 2006). Como o conjunto de registros da espécie consistia apenas de registros de presença, geramos também um conjunto de 5.000 pontos de *background* aleatórios dentro da área de calibração usando o pacote *sdm* (Naimi & Araújo, 2016), no R (Figura S2). Os dados de ocorrência da espécie foram particionados aleatoriamente em dados de treino (70%) e teste (30%) em cada execução. A fim de avaliar a performance do modelo e validar a sua capacidade preditiva, usamos a área abaixo da curva característica de operação do receptor (curva ROC/AUC) e a estatística de habilidade verdadeira (TSS), usando a função *getEvaluation* do

pacote *sdm* (Naimi & Araújo, 2016). A curva ROC (Figura S6) usa a presenças corretamente previstas (sensibilidade) e a proporção das ausências corretamente previstas (especificidade) (Hanley & McNeil, 1982). Valores de ROC mais próximos de 1 identificam modelos bem ajustados (Allouche et al., 2006). O TSS foi estimado como a soma da sensibilidade e especificidade – 1, sendo considerada como uma medida eficaz e bem aceita para previsões binárias (Allouche et al., 2006). A fim de reduzir o viés devido à incerteza da predição dos modelos, o modelo final selecionado foi representado a partir das 100 réplicas geradas que foram mostradas como um conjunto de modelos (*ensemble*). Um mapa de previsão contínua de adequabilidade ambiental (Figura 2A) foi produzido a partir do nosso modelo e posteriormente convertido em um mapa binário de previsão, representando áreas adequadas (1) e não adequadas (0) (Figura 2B). Este recorte foi feito considerando um limiar de adequabilidade de 0.3455, baseado no critério P10 (*10th percentile training presence: [### **Avaliação das ameaças na área de ocupação de *Ateles marginatus***](https://babichmorrowc.github.io/post/2019-04-12-sdm-threshold/#:~:text=present%20(P10).-Minimum%20training%20presence,suitability%20value%20for%20the%20species), assumindo que as ocorrências no percentil de 10% dos habitats menos adequados não são representativas como habitat da espécie, limite acima do qual considera-se a ocupação da mesma (Figura 2B). Este recorte foi considerado como a área de ocupação da espécie (AOO), definida como a área que representa o habitat mais adequado para a espécie dentro da EOO (IUCN, 2019).</i></p>
</div>
<div data-bbox=)*

Para quantificar a abrangência das áreas de proteção sobre a área ocupada pela espécie, sobreposamos as áreas protegidas sobre AOO. Dois tipos de áreas protegidas foram considerados neste estudo: i) Unidades de Conservação (federais e estaduais) e ii) Territórios Indígenas. Inicialmente, mesclamos os polígonos dos dois tipos de áreas protegidas, dissolvendo as áreas de sobreposição entre elas. Em seguida, recortamos o polígono geral de áreas protegidas usando a máscara da AOO de *A. marginatus* para quantificar a área de ocupação sobreposta com as áreas protegidas.

Nós também avaliamos a cobertura do fogo dentro da área de ocupação da espécie. Para a detecção de eventos de fogo, utilizamos os registros de fogo do satélite MODIS NRT (MC-61) processados pela NASA LANCE FIRMS (Feng et al., 2021; Giglio et al., 2006). Nós baixamos dados vetoriais geoespaciais de fogo ativo durante o ano de 2021 em formato *shapefile* na página da NASA FIRMS (<https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms>). Os registros de fogo foram fornecidos continuamente pelos satélites Terra e Aqua a cada 1-2 dias,

quando esses satélites fazem registros da superfície terrestre. Os registros de fogo são detectados através de anomalias termais. Cada detecção de fogo ativo representa o centro de um pixel contendo um ou mais focos de incêndio ou outras anomalias térmicas. Especificamente no caso deste estudo, usamos apenas os registros de fogo com confiabilidade acima de 30%. O polígono de registros de focos de fogo foi recortado e teve sua resolução espacial reamostrada de acordo com o tamanho e resolução da área de calibração de *A. marginatus* (i.e, 2.5 arc min). Então, criamos um mapa utilizando estimativas de densidade de kernel para avaliar a incidência de fogo na área de ocorrência da espécie. Seguindo os procedimentos adotados em estudos anteriores (Feng et al., 2021; Legge et al., 2022), nós sobreposamos este mapa com a AOO de *A. marginatus*, a fim de quantificar a porcentagem da área de distribuição da espécie impactada pelo fogo em 2021.

Para quantificar o desmatamento dentro da área de ocorrência atual, sobreposamos mapas anuais do desmatamento (2000-2021), disponibilizados na página do PRODES (<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>). Nós também avaliamos o desmatamento projetado para o futuro dentro da área de ocupação de *A. marginatus* usando o cenário convencional (*business as usual*) de projeção dos padrões futuros de desmatamento na Amazônia para o ano de 2050, modelado por Soares-Filho et al. (2006). A sobreposição entre as áreas desmatadas no presente e futuro foram determinadas da mesma forma descrita acima para o fogo. Em resumo, recortamos os polígonos das ameaças usando uma máscara do AOO de *A. marginatus*. Nós usamos o pacote *deg2* (disponibilizado em <https://github.com/VR-Daniel/deg2>) para calcular a área das células (km²) corrigida pela latitude e calculamos a área total de sobreposição usando a seguinte fórmula $\text{Área ameaça}[i] * 100 / \text{AOO}$, adaptada de Méndez-Encina e colaboradores (2021).

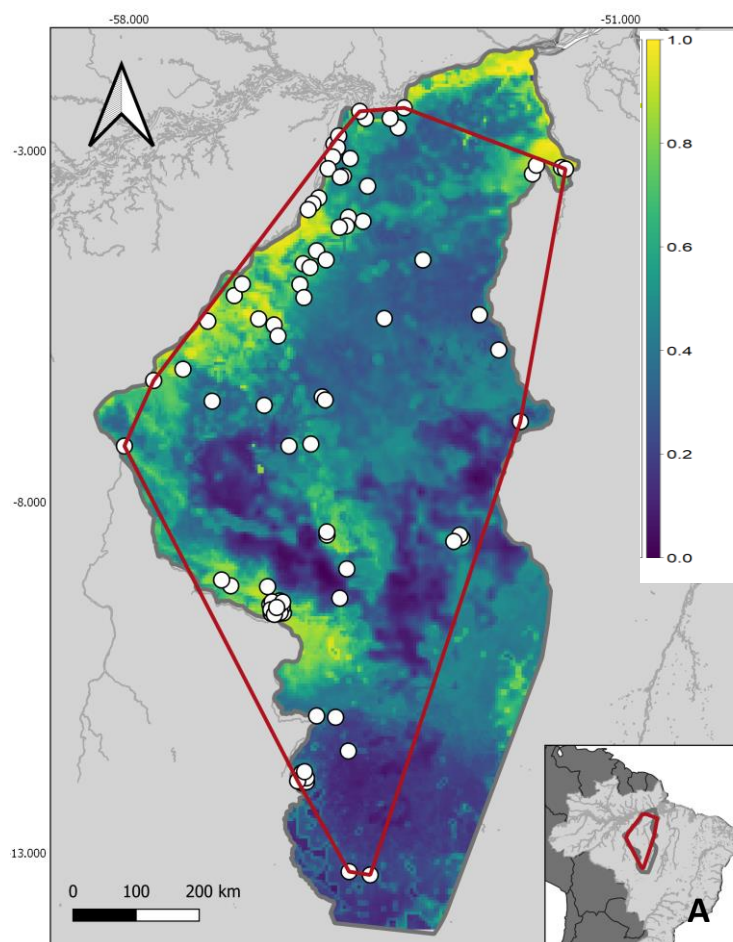
Avaliação das ameaças na área de ocupação de *Ateles marginatus*

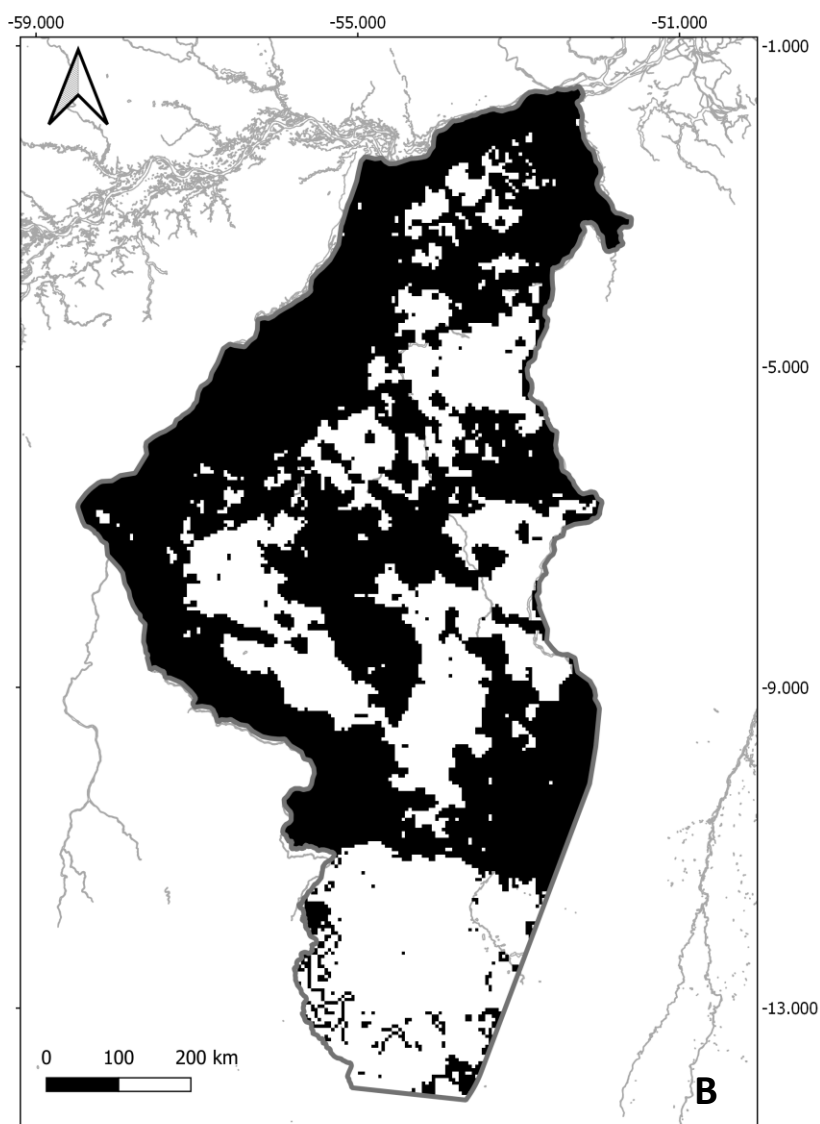
Nós usamos o método descrito por Silva et al. (2020) para fazer a avaliação do estado de conservação de *A. marginatus*. Resumidamente, multiplicamos a densidade mais baixa relatada para a espécie (4 ind./km²: Lazari et al. 2021) pela AOO estimada para obter uma estimativa do tamanho populacional de *A. marginatus*. Então, estimamos o desmatamento dentro da AOO atual e futuro da espécie para estimar as perdas populacionais em três gerações (45 anos no caso de *A. marginatus*; Ravetta et al. 2021).

Resultados

Modelo de adequabilidade ambiental e área de ocupação

O modelo que melhor explicou a distribuição de *Ateles marginatus* (AUC = 0.79; TSS = 0,41) incluiu variáveis climáticas e ambientais. A produtividade líquida, precipitação no trimestre mais seco e temperatura média anual foram variáveis importantes para a espécie, seguida pela altura das árvores. As áreas adequadas à espécie compreendem as formações de floresta ombrófila densa e aberta e floresta semidecídua no interflúvio Tapajós-Xingu. A maior parte das áreas adequadas à ocorrência da espécie está localizada principalmente no oeste e norte da distribuição (Figura 2A). A extensão atual de ocorrência (EOO) predita para a espécie foi de 563.185 km² (Figura 2A). A área efetiva de ocupação (AOO) de *A. marginatus* dentro da EOO foi espacialmente heterogênea (Figura 2B), correspondendo a 345.628 km² (61%), como resultado da especialização da espécie por florestas maduras e relativamente pouco perturbadas e seu alto grau de frugivoria (Ravetta & Ferrari, 2009; Mittermeier et al., 2019).





315

316 Figura 2. (A) Modelo contínuo da adequabilidade de habitat atual para *Ateles marginatus*, considerando
 317 as variáveis climáticas (precipitação do trimestre mais seco e temperatura anual) e ambientais (altura das
 318 árvores e produtividade primária). A legenda indica a probabilidade de ocorrência da espécie, variando de
 319 0 (ausência) a 1 (alta probabilidade de ocorrência). Os círculos brancos representam os 90 registros
 320 usados na construção do modelo. O polígono vermelho que abrange todos os registros é o mínimo
 321 polígono convexo, que projeta a extensão e ocorrência da espécie. (B) Área de Ocupação (AOO) de
 322 *Ateles marginatus* na Amazônia oriental, destacada em preto, recortada pelo limiar de 0.3455.

323

Abrangência das áreas protegidas e ameaças à espécie

A extensão das áreas protegidas (Unidades de Conservação Federais e Estaduais e Terras Indígenas) dentro da área de ocupação (AOO) de *A. marginatus* é de 159.528 km², indicando que 46% da área ocupada pela espécie encontra-se protegida. Por outro lado, 54% da área de ocupação da espécie encontra-se ainda desprotegida, como terras devolutas ou privadas. A maior parte das áreas protegidas está distribuída na região central da distribuição da espécie, que corresponde também à maior parte da área de ocupação (Figura 3A).

Verificou-se que cerca de 18% da AOO de *A. marginatus* foi comprometida por eventos de fogo no ano de 2021, correspondendo a uma área de 62.441 km². Embora nós não tenhamos quantificado a intensidade dos eventos de fogo, a maior parte desses eventos ocorreu na região central e sul da distribuição da espécie (Figura 3B). Por fim, uma parte considerável da AOO da espécie também apresentou registros de desmatamento, tanto atual quanto futuro. A área de desmatamento acumulado atual (2000-2021), estimada dentro da AOO da espécie foi de 23%, correspondendo a 79.316km² (Figura 3C). Nossa estimativa de perda de habitat em 2050, considerando desmatamento em relação às projeções futuras de desmatamento nesta região, foi de 240.553 km² (70%) da AOO de *A. marginatus*. Novamente, a maior parte destas perdas se concentrou na região central e norte da distribuição da espécie (Figura 3D).

Avaliação do estado de conservação

Baseados na AOO da espécie (345.628 km²) e considerando o menor limite de densidade estimado (4 ind./km²: Lazari et al., 2021), estimamos uma população mínima (conservativa) de 1.382.512 indivíduos. Extrapolando a perda de cobertura florestal na AOO da espécie, devido tanto ao desmatamento acumulado atual de 79.316 km² (23%) quanto ao desmatamento projetado (2050) de 240.553 km² (70%), implicaria na perda de 317.264 (22% da população) e 962.212 (70% da população) indivíduos, respectivamente. Nossas estimativas indicam que *A. marginatus* encontra-se apropriadamente categorizado como Em Perigo (EN), com base no critério A4cd, devido à redução continuada da população, estimada em um período aproximado de três gerações (45 anos).

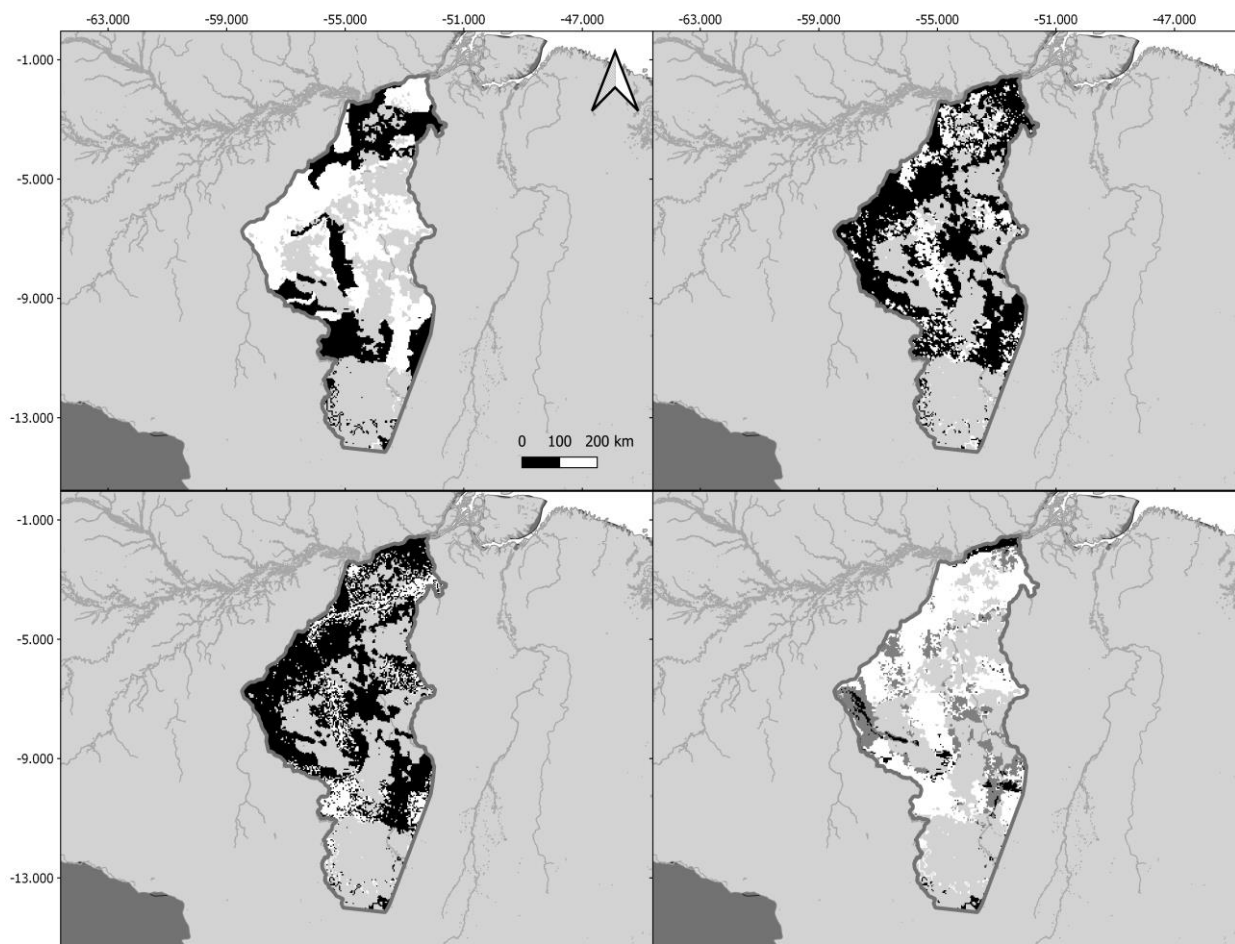


Figura 3. (A) Abrangência das áreas protegidas (Unidades de Conservação Federais, Estaduais e Terras Indígenas) sobrepondo a área de ocorrência (AOO) de *Ateles marginatus* na Amazônia Oriental; (B) Distribuição dos eventos de fogo ativo dentro da AOO da espécie; (C) Distribuição do desmatamento atual (PRODES 2000-2021), e (D) Distribuição da projeção do desmatamento futuro (2050) dentro de AOO da espécie. AOO de *A. marginatus* destacada em preto, sobreposição entre AOO e áreas protegidas/ameaças foram destacadas em branco. Outras coberturas, incluindo água, foram destacadas em cinza.

Discussão

No atual cenário global onde as atividades antrópicas aceleram a perda dos habitats e, consequentemente, extinção das espécies, o desmatamento e fogo intensificam a perda de florestas, dificultando a permanência das espécies em seus habitats naturais. Atividades antrópicas, como o desmatamento e fogo, figuram entre as principais ameaças para os primatas (Estrada et al., 2017, 2018; Galán-Acedo et al., 2019). Para garantir planos de ação eficazes para a conservação da biodiversidade é essencial melhorar nosso conhecimento sobre como estas ameaças e seus efeitos secundários impactam as espécies (Carvalho, W. et al., 2019; Estrada et al.,

2018, 2020; Feng et al., 2021; Rabelo et al., 2020; Linero et al., 2020). Nosso estudo indica grandes perdas de áreas adequadas à espécie devido ao desmatamento, atual, futuro e do impacto do fogo, mesmo em área protegidas, indicando que a conservação de *Ateles marginatus* no arco do desmatamento ainda é um grande desafio. Tais informações são prioritárias para consolidar um plano de ação para a conservação da espécie, que seja baseado em estimativas mais realistas e menos inferenciais (Rabelo et al., 2020; Silva et al. 2020). Obter estas estimativas para *A. marginatus* é particularmente prioritário porque a espécie é considerada ameaçada de extinção (Ravetta et al., 2021; Ravetta et al., 2015) e sua distribuição está totalmente inserida dentro do arco do desmatamento, uma região que concentra as mais altas taxas de desmatamento na Amazônia a décadas (Fearnside, 2005; Kalamandeen et al., 2018; Soares-Filho et al., 2006).

Modelo de distribuição de *Ateles marginatus*

A produtividade primária líquida e as variáveis climáticas (temperatura anual e pluviosidade do trimestre mais seco) foram as variáveis mais importantes em nosso modelo de adequabilidade de habitat para *A. marginatus*, seguidas pela altura das árvores. Estas variáveis geralmente refletem a capacidade do ecossistema em fornecer os recursos necessários (i.e. frutos, água, estrutura) às espécies, o que parece afetar diretamente a distribuição e uso do habitat dos primatas frugívoros arborícolas de grande porte que habitam o dossel de florestas tropicais (Cavalcante et al., 2020; Linero et al., 2020; Rabelo et al., 2020), como no caso de *A. marginatus*.

De acordo com o nosso modelo, a área de ocupação (AOO) da espécie corresponde a apenas cerca de 61% da sua área de extensão (EOO), o que é esperado pois, de fato, as espécies normalmente não ocupam toda a sua área de extensão (IUCN, 2019). A AOO de *A. marginatus* foi estimada com base em um limiar de adequabilidade de habitat (>0.3455), no qual a ocorrência da espécie é esperada em áreas com adequabilidade superior a este valor. Áreas com adequabilidade inferior não apresentam condições propícias para a ocupação da espécie. Conhecer a AOO é prioritário considerando ações de conservação para a espécie (IUCN, 2019), uma vez que estas ações podem ser direcionadas apenas às áreas efetivamente ocupadas pela espécie, evitando diluir os esforços de conservação e recursos financeiros escassos em áreas com baixa chance de ocorrência para a espécie. A maior parte das AOO estão localizadas nas áreas central, e noroeste da distribuição. Entretanto, embora uma grande área localizada na região centro-leste e sul da distribuição não tenha AOO estimadas pelo nosso modelo, existem alguns registros da espécie

nessa região (Fig. S7). Esses registros fora da AOO provavelmente ocorrem em áreas consideradas subótimas (i.e., menos adequadas; IUCN, 2021) pelo nosso modelo.

Conservação na área de distribuição de *Ateles marginatus*

A perda do habitat é uma das principais ameaças à conservação dos primatas (Estrada et al., 2017, 2020; Galán-Acedo et al., 2019). As espécies neotropicais são primariamente arborícolas, realizando todas as suas atividades no dossel da floresta. Espécies altamente frugívoras de grande porte, como *A. marginatus*, são particularmente vulneráveis à perda de habitat pois requerem grandes áreas de floresta relativamente bem conservada para sua sobrevivência (Nunes, 1998; Pozo, 2009; Rylands & Keuroghlian, 1988; Linero et al., 2020; Youlatos, 2010). *Ateles marginatus* é uma espécie atualmente considerada ameaçada de extinção (Em Perigo – EN; Ravetta, et al. 2015; Mittemeier et al., 2019) que ocorre no arco do desmatamento, uma das regiões com as maiores taxas de desmatamento da Amazônia, principalmente, em decorrência da expansão relativamente recente da fronteira agrícola na Amazônia brasileira. Adicionalmente, este frugívoro de grande porte também sofre com a pressão de caça, tendo sido localmente extinta em algumas áreas.

A criação e manutenção de áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) são ferramentas indispensáveis para conter ou diminuir o processo do desmatamento na Amazônia (Estrada et al., 2022; Nepstad et al., 2006; Ferreira et al., 2005). Estas áreas podem servir como um *buffer*, protegendo as espécies de ameaças externas e garantindo sua persistência em longo-prazo. Por exemplo, a taxa de desmatamento dentro de terras indígenas é proporcionalmente menor em comparação às áreas desprotegidas. O manejo da terra e dos recursos em áreas protegidas (particularmente em TIs) é intrinsecamente ligado à conservação da biodiversidade (Estrada et al., 2022; Garnett et al., 2018; Ferreira et al., 2005). Embora uma parte considerável (46%) da área de distribuição de *A. marginatus* esteja localizada dentro de áreas protegidas (i.e. UCs estaduais ou federais e TIs), grande parte de sua distribuição (54%) não conta com nenhum tipo de proteção, estando localizada em terras particulares ou devolutas, pertencentes à União. Entretanto, mesmo áreas protegidas, podem continuar sofrendo os efeitos da ausência de governança sobre o uso e cobertura do solo na região do arco do desmatamento, intensificadas principalmente nos últimos anos (da Silva et al., 2022). Embora em menor escala, devemos considerar que, mesmo protegidas, estas áreas continuam sofrendo intervenções antrópicas. Sinergicamente, a ameaça de desmatamento, fogo e efeito de borda são ainda mais deletérias para a permanência da espécie, mesmo em áreas protegidas.

433 Estimamos uma perda considerável de habitat na área de distribuição de *A. marginatus*,
434 tanto no presente (até 2021) quando no futuro (2050). Projeções realizadas por Soares-Filho e
435 colaboradores (2006) previram uma intensificação no desmatamento sem precedentes para a
436 região do arco de desmatamento, resultando numa perda aproximada de 40% das florestas até
437 2050 nas áreas de distribuição de várias espécies. Entretanto, utilizando dados de desmatamento
438 acumulado até 2021 (PRODES, 2022) e as projeções de desmatamento em 2050 (Soares-Filho et
439 al., 2006), nossos resultados mostram um cenário ainda pior. Segundo nossas estimativas, a
440 espécie já perdeu cerca de 23% do seu habitat atual, com a possibilidade de perda de 70% até
441 2050. Se este cenário se confirmar, a maior parte da área de distribuição da espécie ficará sem
442 condições de prover suporte para populações de *A. marginatus* no futuro, como já relatado para
443 outras primatas de grande porte que vivem nesta região, tais como *Ateles chamek* e *Lagothrix*
444 *lagothericha* (Carvalho J. et al., 2019; da Silva et al., 2022; Linero et al., 2020; Rabelo et al.,
445 2020).

446 Além do desmatamento em si, outro problema que vem se agravando ao longo dos anos é a
447 ameaça causada pelos incêndios na Amazônia (Feng et al., 2021; Nimmo et al., 2022). Cerca de
448 18% da área de distribuição de *A. marginatus* foi impactada pelo fogo apenas em 2021, e
449 especulamos que esse foi o padrão em anos anteriores. De fato, o arco do desmatamento foi a
450 região que mais concentrou registros de fogo nas últimas duas décadas (Feng et al., 2021).
451 Embora o fogo e o desmatamento atuem de forma similar (i.e. perda e/ou degradação do habitat)
452 sobre a biodiversidade, o fogo afeta de forma ainda mais direta, através da morte de indivíduos.
453 Entretanto, não existem estimativas da mortalidade pós-incêndio para *A. marginatus*. Estudos que
454 investiguem estas estimativas são necessários a fim de avaliar o efeito direto do fogo sobre a
455 persistência das populações de *A. marginatus*, principalmente, próximo às áreas agrícolas sujeitas
456 a incêndios frequentes. Embora o impacto do fogo seja uma preocupação imediata, nossa
457 estimativa de 18% da área de ocupação impactada pelo fogo não deve ser tomada como final.
458 Mensurar o impacto do fogo sobre as espécies não é tarefa fácil e medidas simples como a
459 sobreposição da área de extensão de ocorrência ou ocupação com eventos de fogo tendem a
460 subestimar a extensão do problema (Crates et al., 2022). Além disso, os dados de fogo captados
461 pelo satélite MODIS estão sujeitos a imperfeições de detecção (NASA FIRMS, 2022). Para evitar
462 esse problema usamos apenas os registros com confiabilidade maior do que 30%, e
463 posteriormente nossa estimativa pode ser melhorada. O problema é que deve haver um custo-
464 benefício nessa escolha, entre aceitar falsos positivos ou falsos negativos com a mudança desse

limiar. No entanto, considerando a conservação da espécie, seria melhor aceitar mais falsos positivos do que falsos negativos na escolha desse limiar.

A ausência de governança sobre o uso e cobertura do solo na Amazônia resulta, entre outros problemas, na perda de habitat que é um dos maiores desafios à conservação dos primatas (da Silva et al., 2022). Por exemplo, a implementação de políticas mais restritivas pelo governo brasileiro, adotadas nos anos 2000, levou à redução das taxas de incêndios (principalmente no período 2009-2018), que voltaram a crescer substancialmente após o relaxamento destas restrições regulatórias a partir de 2019 (Feng et al., 2021). A perspectiva não é promissora, sendo esperado um provável aumento do impacto do fogo sobre as florestas, exacerbado pela seca, mudanças climáticas e desmatamento, num sistema de *feedback* positivo (Feng et al., 2021; Malhi et al., 2009; Soares-Filho et al., 2006). O retorno da adoção de políticas restritivas será fundamental para garantir que *A. marginatus* e outras espécies que vivem na região do arco do desmatamento possam persistir no futuro, a despeito das ameaças às quais elas estão sujeitas (Carvalho, et al., 2019).

Referências

- Abondano LA, Link A (2012) The Social Behavior of Brown Spider Monkeys (*Ateles hybridus*) in a Fragmented Forest in Colombia. *Int J Primatol* 33:769–783. <https://doi.org/10.1007/s10764-012-9596-1>
- Aiello-Lammens ME, Boria RA, Radosavljevic A et al (2015) spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography* 38: 541-545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Appl Ecol* 43:1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Almeida CT, Oliveira-Júnior JF, Delgado RC et al (2017) Spatiotemporal rainfall and temperature trends throughout the Brazilian Legal Amazon, 1973–2013. *Int J Climatol* 37:2013–2026. <https://doi.org/10.1002/joc.4831>
- Anderson RP (2017) When and how should biotic interactions be considered in models of species niches and distributions? *J Biogeogr* 44:8–17. <https://doi.org/10.1111/jbi.12825>
- Anderson RP, Peterson AT, Gómez-Laverde M (2002) Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98:3–16. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.t01-1-980116.x>
- Andrade AFA, de Velazco S J E, De Marco JP (2020) ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. *Environ Model Softw* 125. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>

- 501 Aragão LE, Malhi Y, Barbier N et al (2008) Interactions between rainfall, deforestation and fires
 502 during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philos Trans R Soc B: Biol Sci* 363:1779–
 503 1785. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0026>
- 504 Araújo MB, Anderson RP, Barbosa AM et al (2019) Standards for distribution models in
 505 biodiversity assessments. *Sci Adv* 5:1–12. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>
- 506 Aureli F, Schaffner CM, Boesch C et al (2008). Fission-fusion dynamics new research
 507 frameworks. *Cur Anthropol* 49:627–654. <https://doi.org/10.1086/586708>
- 508 Ayres JM, Clutton-Brock TH (1992) River Boundaries and Species Range Size in Amazonian
 509 Primates. *Am Nat* 140:531–537. <http://www.jstor.org/stable/2462782>
- 510 Bland LM, Collen B, Orme CDL, Bielby J (2015) Predicting the conservation status of data-
 511 deficient species. *Conserv Biol* 29:250–259. <https://doi.org/10.1111/cobi.12372>
- 512 Boubli JP, Urbani B, Caballero-Arias H et al (2020) Primates in the Lives of the Yanomami
 513 People of Brazil and Venezuela. In: Urbani, B., Lizarralde, M. (eds) *Neotropical*
 514 *Ethnoprimatology. Ethnobiology*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-27504-](https://doi.org/10.1007/978-3-030-27504-4_9)
 515 [4_9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-27504-4_9)
- 516 Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L et al (2020) The gathering firestorm in southern
 517 Amazonia. *Sci Adv* 6:1–10. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay1632>
- 518 Broadbent EN, Asner GP, Keller M et al (2008) Forest fragmentation and edge effects from
 519 deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* 141:1745–1757.
 520 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>
- 521 Buss G, Ravetta AL, Fialho MS et al (2017) Primatas do Parque Nacional do Jamanxim/PA:
 522 riqueza, distribuição e ameaças. *Biodiv Brasil* 7:34–46.
- 523 Campbell CJ, Aureli F, Chapman CA et al (2005) Terrestrial behavior of *Ateles spp.* *Int J Primatol*
 524 26:1039–1051 <https://doi.org/10.1007/s10764-005-6457-1>
- 525 Carvalho JS, Graham B, Rebelo H et al (2019) A global risk assessment of primates under climate
 526 and land use/cover scenarios. *Glob Chang Biol* 25:3163–3178.
 527 <https://doi.org/10.1111/gcb.14671>
- 528 Carvalho WD, Mustin K, Hilário RR et al (2019) Deforestation control in the Brazilian Amazon:
 529 A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed.
 530 *Persp Ecol Conserv* 17:122–130. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.06.002>
- 531 Cavalcante T, de Souza J, A., Rabelo, R. M., Messias, M. R., Valsecchi, J., Ferraz, D., Gusmão,
 532 A. C., da Silva, O. D., Faria, L., & Barnett, A. A. (2020) Niche overlap between two
 533 sympatric frugivorous Neotropical primates: improving ecological niche models using
 534 closely-related taxa. *Biodivers Conserv* 29:2749–2763. [https://doi.org/10.1007/s10531-020-](https://doi.org/10.1007/s10531-020-01997-5)
 535 [01997-5](https://doi.org/10.1007/s10531-020-01997-5)
- 536 Cepic M, Bechtold U, Wilfing H (2022) Modelling human influences on biodiversity at a global
 537 scale—A human ecology perspective. *Ecol Model* 465: 109854.
 538 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109854>
- 539 Chaves ÓM, Stoner KE (2010) River crossings by *Ateles geoffroyi* and *Alouatta pigra* in southern
 540 Mexico: A preliminary report. *Rev Chil Hist Nat* 83:435–442. [https://doi.org/10.4067/S0716-](https://doi.org/10.4067/S0716-078X2010000300010)
 541 [078X2010000300010](https://doi.org/10.4067/S0716-078X2010000300010)

- Collins AC (2008) The taxonomic status of spider monkeys in the twenty-first century. In: Campbell CJ (ed) Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the genus *Ateles*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 50-78
- Crates R, Rayner L, Stojanovic D et al (2022) Poor-quality monitoring data underestimate the impact of Australia's megafires on a critically endangered songbird. *Divers Distribut* 28:506–514. <https://doi.org/10.1111/ddi.13385>
- Da Silva JMC, Rylands AB, Fonseca GAB (2005) The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conserv Biol* 19:689–694.
- Da Silva LB, Oliveira GL, Frederico RG et al (2022) How future climate change and deforestation can drastically affect the species of monkeys endemic to the eastern Amazon, and priorities for conservation. *Biodivers Conserv*. 31:971-988. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02373-1>
- Da Silva RR, Vilela B, Silva DP et al (2020). The role of ecological niche evolution on diversification patterns of birds distinctly distributed between the Amazonia and Atlantic rainforests. *PLoS ONE* 15:1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238729>
- De Marco P, Nóbrega CC (2018) Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS ONE* 13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>
- Defler TR (2010) Historia Natural de los Primates Colombianos. Conservación Internacional. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Di Fiore A, Campbell CJ (2007) The Atelines: Variation in ecology, behavior, and social organization. In C.J. Campbell, A. Fuentes, K.C. MacKinnon, M. Panger, S.K. Bearder (Eds.), *Primates in Perspective* pp 155–185. New York: Oxford University Press.
- Di Fiore A, Link A, Dew JL (2008) Diets of wild spider monkeys. In: Campbell CJ (ed) Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the genus *Ateles*. Cambridge University Press, Cambridge pp 81–137
- Domingues MS, Bermann C (2012) O arco de desflorestamento na amazônia: Da pecuária à soja. *Amb Soc* 15:1–22. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2012000200002>
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T et al (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers Distrib* 17:43–57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Estrada A, Garber PA, Chaudhary A (2020) Current and future trends in socio-economic, demographic and governance factors affecting global primate conservation. *PeerJ*, 8:e9816. <https://doi.org/10.7717/peerj.9816>
- Estrada A, Garber PA, Gouveia S et al (2022) Global importance of Indigenous Peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction. *Sci Adv* 8:eabn2927. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abn2927>
- Estrada A, Garber PA, Mittermeier RA et al (2018) Primates in peril: The significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. *PeerJ*, 6, e4869. <https://doi.org/10.7717/peerj.4869>
- Estrada A, Garber PA, Rylands AB et al (2017) Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Sci Adv* 3. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>

- 583 Fearnside PM (2003) A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais. INPA, Manaus.
- 584 Fearnside PM (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences.
585 *Conserv Biol*, 19:680–688. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697>
- 586 Feng X, Merow C, Liu Z, et al (2021). How deregulation, drought and increasing fire impact
587 Amazonian biodiversity. *Nature* 597: 516–521. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03876-7>
- 588 Ferreira LV, Venticinque EM, Almeida S (2005) O desmatamento na Amazônia e a importância
589 das áreas protegidas. *Estudos Avançados* 19:1–10
- 590 Fordham G, Shanee S, Peck M. (2020) Effect of river size on Amazonian primate community
591 structure: A biogeographic analysis using updated taxonomic assessments. *Am J Primatol*
592 82:1–11. <https://doi.org/10.1002/ajp.23136>
- 593 Galán-Acedo C, Arroyo-Rodríguez V, Cudney-Valenzuela SJ, Fahrig, L (2019) A global
594 assessment of primate responses to landscape structure. *Biol Rev* 94: 1605–1618.
595 <https://doi.org/10.1111/brv.12517>
- 596 García-Roselló E, Guisande C, González-Vilas L et al (2019) A simple method to estimate the
597 probable distribution of species. *Ecography* 42:1613–1622.
598 <https://doi.org/10.1111/ecog.04563>
- 599 Garnett ST, Burgess ND, Fa JE et (2018) A spatial overview of the global importance of
600 Indigenous lands for conservation. *Nature Sust* 1:369–374. [https://doi.org/10.1038/s41893-](https://doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6)
601 [018-0100-6](https://doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6)
- 602 Giglio L, Csiszar I, Justice CO (2006) Global distribution and seasonality of active fires as
603 observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
604 (MODIS) sensors. *J Geophys Res: Biogeosci* 111:1–12.
605 <https://doi.org/10.1029/2005JG000142>
- 606 Gill AM (1975) Fire and the Australian flora: A review. *Aust For* 38:4–25.
607 <https://doi.org/10.1080/00049158.1975.10675618>
- 608 Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple habitat
609 models. *Ecol Lett* 8:993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- 610 Gutiérrez EE, Boria RA, Anderson RP (2014) Can biotic interactions cause allopatry? Niche
611 models, competition, and distributions of South American mouse opossums. *Ecography*
612 37:741–753. <https://doi.org/10.1111/ecog.00620>
- 613 Hanley JA, McNeil BJ (1982) The meaning and use of the area under a receiver operating
614 characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143:29–36.
615 <https://doi.org/10.1148/radiology.143.1.7063747>
- 616 Hershkovitz P (1977) Living New World Monkeys (Platyrrhini): With an Introduction to
617 Primates. University of Chicago Press, Chicago, 1132 p.
- 618 Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL et al (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces
619 for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- 620 Hines JJ (2005) Ecology and Taxonomy of *Ateles geoffroyi* in Parque Nacional Pico Bonito,
621 Atlántida, Honduras. Ph.D. Dissertation, The Australian National University
- 622 Hao T, Elith J, Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Aroita G (2020) Testing whether ensemble modelling
623 is advantageous for maximising predictive performance of species distribution models.

- 624 Ecography 43:549–558. <https://doi.org/10.1111/ecog.04890>
- 625 Hogue AS, Breon K (2022) The greatest threats to species. *Conserv Sci Pract* 4:e12670.
626 <https://doi.org/10.1111/csp2.12670>
- 627 Hoorn C, Wesselingh FP, Ter Steege H et al (2010) Amazonia through time: Andean uplift, climate
628 change, landscape evolution, and biodiversity. *Science* 330:927–931.
629 <https://doi.org/10.1126/science.1194585>
- 630 Ivanauskas NM, Monteiro R, Rodrigues RR (2008) Classificação fitogeográfica das florestas do
631 Alto Rio Xingu. *Acta Amaz*, 38:387–402. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300003>
- 633 Jolly CJ, Dickman CR, Doherty TS et al (2022) Animal mortality during fire. *Glob Chang Biol*
634 28:2053–2065. <https://doi.org/10.1111/gcb.16044>
- 635 Kalamandeen M, Gloor E, Mitchard E et al (2018) Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in
636 Amazonia. *Sci Rep*, 8:1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2>
- 637 Kass JM, Anderson RP, Espinosa-Lucas A et al (2020) Biotic predictors with phenological
638 information improve range estimates for migrating monarch butterflies in Mexico.
639 *Ecography* 43:341–352. <https://doi.org/10.1111/ecog.04886>
- 640 Legge S, Woinarski JCZ, Scheele BC et al (2022). Rapid assessment of the biodiversity impacts
641 of the 2019–2020 Australian megafires to guide urgent management intervention and
642 recovery and lessons for other regions. *Divers Distrib* 28:571–591.
643 <https://doi.org/10.1111/ddi.13428>
- 644 Lazari PR, Oliveira ATM, Sandmann PHD et al (2021) Parâmetros demográficos de populações
645 de duas espécies ameaçadas de macacos-aranha, *Ateles chamek* e *Ateles marginatus*, no
646 ecótono Cerrado-Amazônia. *Neotrop Primates* 26:97–103
- 647 Lima-Silva L, Fernanda Braga de Mendonça R, da Silva Dutra L, Vieira Rossi R (2022) New
648 records and geographic distribution extension of two primate species in the Amazonia-
649 Cerrado transition area, Brazil. *Mammalia* 86:333–337. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2021-0034>
- 651 Lin YP, Lin WC, Anthony J et al (2018) Assessing uncertainty and performance of ensemble
652 conservation planning strategies. *Landsc Urban Plan* 169:57–69.
653 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.08.007>
- 654 Linero D, Cuervo-Robayo AP, Etter A (2020) Assessing the future conservation potential of the
655 Amazon and Andes Protected Areas: Using the woolly monkey (*Lagothrix lagothricha*) as an
656 umbrella species. *J Nat Conserv* 58. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125926>
- 657 Malhi Y, Aragão LEOC, Galbraith D et al (2009). Exploring the likelihood and mechanism of a
658 climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *PNAS USA* 106:20610–20615.
659 <https://doi.org/10.1073/pnas.0804619106>
- 660 Mendes P, Velazco SJE, de Andrade AFA, De Marco P (2020) Dealing with overprediction in
661 species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy.
662 *Ecol Model* 431:109180. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109180>
- 663 Méndez-Encina FM, Méndez-González J, Mendieta-Oviedo R et al (2021) Ecological niches and
664 suitability areas of three host pine species of bark beetle *Dendroctonus mexicanus hopkins*.
665 *Forests* 12:1–18. <https://doi.org/10.3390/f12040385>

- 666 Mittermeier RA, Mittermeier CG, Brooks TM et al (2003) Wilderness and biodiversity
667 conservation. PNAS USA 100:10309–10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>
- 668 IUCN Standards and Petitions Committee (2019) Guidelines for Using the IUCN Red List
669 Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee.
670 Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- 671 MODIS Collection 61 NRT Hotspot / Active Fire Detections MCD14DL distributed from NASA
672 FIRMS.Available on-line [earthdata.nasa.gov/firms].
673 10.5067/FIRMS/MODIS/MCD14DL.NRT.0061
- 674 Morales-Jimenez AL, Disotell T, Di Fiore A (2015) Revisiting the phylogenetic relationships,
675 biogeography, and taxonomy of spider monkeys (genus *Ateles*) in light of new molecular
676 data. Mol Phylogenet Evol 82:467–483. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2014.09.019>
- 677 Mourthé Í (2012) Influência das características físico-químicas e disponibilidade dos frutos na
678 ecologia dos primatas em uma floresta no norte da amazônia. Ph.D. Dissertation. Instituto
679 Nacional de Pesquisas da Amazônia – Programa de Pós-graduação em Ecologia. INPA,
680 Manaus.
- 681 Mourthé Í, Barnett AA (2014) Crying tapir: The functionality of errors and accuracy in predator
682 recognition in two Neotropical high-canopy primates. Folia Primatol 85:379–398.
683 <https://doi.org/10.1159/000371634>
- 684 Mourthé I, Hilário RR, Carvalho WD, Boubli, JP (2022) Filtering effect of large rivers on primate
685 distribution in the Brazilian Amazonia. Front Ecol Evol 10:857920.
686 <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.857920>
- 687 Naimi B, Araújo MB (2016) Sdm: A reproducible and extensible R platform for species
688 distribution modelling. Ecography 39:368–375. <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>
- 689 Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B et al (2006) Inhibition of Amazon deforestation and fire
690 by parks and indigenous lands. Conserv Biol 20:65–73. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>
- 691
- 692 Nepstad D, McGrath D, Stickler C, et al (2014) Slowing Amazon deforestation through public
693 policy and interventions in beef and soy supply chains. Science 344:1118–1123.
694 <https://doi.org/10.1126/science.1248525>
- 695 Nimmo DG, Andersen AN, Archibald S, et al (2022) Fire ecology for the 21st century:
696 Conserving biodiversity in the age of megafire. Divers Distrib 28:350–356.
697 <https://doi.org/10.1111/ddi.13482>
- 698 Nunes A (1998) Diet and Feeding Ecology of *Ateles belzebuth belzebuth* at Maracá Ecological
699 Station, Roraima, Brazil. Folia Primatol 69:61–76. <https://doi.org/10.1159/000021573>
- 700 Nunes AV (2014) Report of a Black Spider Monkey (*Ateles chamek*) Swimming in a Large River
701 in Central-Western Brazil. Neotrop Primates 21:204–206.
702 <https://doi.org/10.1896/044.021.0210>
- 703 Ortega-Andrade HM, Prieto-Torres DA, Gómez-Lora I, Lizcano DJ (2015) Ecological and
704 geographical analysis of the distribution of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in
705 Ecuador: Importance of protected areas in future scenarios of global warming. PLoS ONE
706 10:1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121137>
- 707 Ortiz-Martínez T, Pinacho-Guendulain B, Mayoral-Chávez P, et al (2012) Demografía y uso de

- 708 hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) en una selva húmeda tropical del norte de Oaxaca,
709 México. *Therya* 3:381–401. <https://doi.org/10.12933/therya-12-95>
- 710 Parra JL, Graham CC, Freile JF (2004) Evaluating alternative data sets for ecological niche
711 models of birds in the Andes. *Ecography* 27:350–360. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03822.x>
712
- 713 Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate
714 classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11:1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
715
- 716 Peres CA (1991) Humboldt's woolly monkeys decimated by hunting in Amazonia. *Oryx* 25: 89–
717 95. <https://doi.org/10.1017/S0030605300035122>
- 718 Peres CA (1990) Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biol Conserv*
719 54:47–59. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90041-M](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90041-M)
- 720 Phillips SJ (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *IJGEnvl*
721 6:231–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- 722 Pimenta FE, de Souza J, Silva J (2005) An Update on the Distribution of Primates of the Tapajós-
723 Xingu Interfluvium, Central Amazonia. *Neotrop Primates* 13:23–28.
724 <https://doi.org/10.1896/1413-4705.13.2.23>
- 725 Pliscoff, P, Fuentes-Castillo T (2011) Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en
726 el tiempo y en el espacio: Una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles.
727 *Rev de Geogr Norte Gd* 48:61–79. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022011000100005>
- 728 Pozo-Rivera WE (2004) Agrupación y dieta de *Ateles belzebuth belzebuth* en el Parque Nacional
729 Yasuní, Ecuador. *Anu Investig Cient* 2:77–102.
- 730 Pozo W (2009) Uso preferencial de hábitat en primates atélidos en el Parque Nacional Yasuní,
731 Ecuador. *Serie Zoológica* 4:25–34. [http://www.espe.edu.ec/encuesta/sitiorevistas/revistas/E-RevSerZoologica/8\(4-5\)/02WilmerMonos.pdf](http://www.espe.edu.ec/encuesta/sitiorevistas/revistas/E-RevSerZoologica/8(4-5)/02WilmerMonos.pdf)
732
- 733 PRODES INPE (2021) Monitoring deforestation of the Brazilian Amazon Forest by satellite.
734 TerraBrasilis (inpe.br). Accessed on July 2021
- 735 Rabelo RM, Silva FE, Vieira T et al (2014) Extension of the geographic range of *Ateles chamek*
736 (Primates, Atelidae): Evidence of river-barrier crossing by an amazonian primate. *Primates*,
737 55:67–171. <https://doi.org/10.1007/s10329-014-0409-3>
- 738 Rabelo RM, Gonçalves JR, Silva FE et al (2020). Predicted distribution and habitat loss for the
739 Endangered black-faced black spider monkey *Ateles chamek* in the Amazon. *Oryx* 54:699–
740 705. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000522>
- 741 Ravetta AL, Ferrari SF (2009) Geographic distribution and population characteristics of the
742 endangered white-fronted spider monkey (*Ateles marginatus*) on the lower Tapajós River in
743 central Brazilian Amazonia. *Primates* 50:261–268. <https://doi.org/10.1007/s10329-009-0146-1>
744
- 745 Ravetta AL, Buss G, Rylands AB (2015) Avaliação do Risco de Extinção de *Ateles marginatus*
746 (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1809) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da
747 fauna brasileira. *ICMBio*. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7187-mamiferos-ateles-marginatus-macaco-aranha-da-testa-branca.html>
748
749

- Ravetta AL, Buss G, Mittermeier RA (2021) *Ateles marginatus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2282A191689524. dx. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2282A191689524> .en. Accessed on 15 Feb 2022.
- Rezende G, Sobral-Souza T, Culot L (2020) Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. *Am J Primatol* 82:1–9. <https://doi.org/10.1002/ajp.23202>
- Rylands AB, Keuroghlian A (1988) Primate populations in continuous forest and forest fragments in Central Amazonia. *Acta Amazon* 18:291–307. <https://doi.org/10.1590/1809-43921988183307>
- Sales LP, Ribeiro BR, Pires MM, et al (2019) Recalculating route: dispersal constraints will drive the redistribution of Amazon primates in the Anthropocene. *Ecography* 42:1789–1801. <https://doi.org/10.1111/ecog.04499>
- Shepard GH, Levi T, Neves EG et al (2012) Hunting in Ancient and Modern Amazonia: Rethinking Sustainability. *Am Anthropol* 114:652–667. <https://doi.org/10.1111/j.1548-1433.2012.01514.x>
- Silva FE, Boubli JP, El Bizri HR et al (2020) The Roosevelt-Rondon expedition marmoset *Mico marcai*: Unveiling the conservation status of a Data Deficient species. *Oryx* 54:539–545. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000303>
- Silva Junior CHL, Pessôa ACM, Carvalho NS et al (2021) The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecol Evol*, 5:144–145. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>
- Simard M, Pinto N, Fisher JB, Baccini A (2011) Mapping Forest canopy height globally with spaceborne lidar, *J Geophys Res* 116:G04021. <https://doi.org/10.1029/2011JG001708>
- Simkin RD, Seto KC, McDonald RI, Jetz W (2022) Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *PNAS USA* 119:1–10. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119>
- Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM et al (2006) Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520–523. <https://doi.org/10.1038/nature04389>
- Solano E, Feria TP (2007) Ecological niche modeling and geographic distribution of the genus *Polianthes* L. (Agavaceae) in Mexico: Using niche modeling to improve assessments of risk status. *Biodivers Conserv* 16:1885–1900. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9091-0>
- Thorn JS, Nijman V, Smith D, Nekaris KAI (2009) Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). *Divers Distrib* 15:289–298. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00535.x>
- Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM et al (2021) Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Sci Rep* 11:23547. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02844-5>
- Youlatos D. (2008) Locomotion and positional behavior of spider monkeys. Spider monkeys: behavior, ecology and evolution of the genus *Ateles*. Cambridge: Cambridge University Press 185-219. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511721915.007>
- Zhang L, Ameca EI, Cowlshaw G et al (2019) Global assessment of primate vulnerability to

extreme climatic events. Nat Clim Chang 9:554–561. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0508-7>

Apêndices (Material Suplementar)

Distribuição e conservação do macaco-aranha-da-testa-branca (*Ateles marginatus*) na Amazônia Oriental

Catalina Ocampo-Carvajal^{1*}, Thiago Cavalcante^{2,3}, Juan D. Vásquez-Restrepo⁴, André Ravetta⁵, Ítalo Mourthé¹

¹ Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, Altamira, Brasil

² Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil

³ Grupo de Pesquisas em Mamíferos Amazônicos, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil

⁴ Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Geologia, Universidade Nacional Autónoma do México, Cidade do México, México

⁵ Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Brasil

TABELAS

Tabela S1. Registros de *Ateles marginatus* usados para gerar o modelo de distribuição da espécie

PAÍS	LONGITUDE	LATITUDE	FONTE	ANOTAÇÕES
Brasil	-55.33	-4.42	SpeciesLink	Espécime preservado
Brasil	-54.67	-4	SpeciesLink	Espécime preservado
Brasil	-52.429249	-6.852265	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.956153	-9.591472	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.995418	-9.456144	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.818525	-9.492321	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.855558	-9.405962	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.803354	-9.576911	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.878408	-11.544445	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.724125	-7.199862	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-57.220476	-5.638562	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.848764	-9.569293	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.898141	-12.304317	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.84864	-12.383219	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.841509	-12.290791	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.878183	-9.433425	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.182059	-8.467165	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.489419	-11.943941	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.536605	-11.996218	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.542307	-11.854702	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.93972	-9.531072	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.883386	-9.419174	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-56.553153	-9.19079	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.876246	-9.491062	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.912596	-9.597301	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.474106	-11.925935	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.599785	-11.969839	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.850422	-9.407842	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.857425	-9.515292	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta

Brasil	-56.027846	-9.202403	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.026071	-12.123104	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.031045	-12.103905	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.883696	-9.547511	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.552714	-11.940081	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-57.0	-8.0	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Espécime preservado
Brasil	-55.931152	-9.597601	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.083332	-2.9	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Espécime preservado
Brasil	-55.5	-3.666667	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Espécime preservado
Brasil	-55.9397204511	-9.5310718637	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9125957757	-9.5973014244	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8762456658	-9.4910617224	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.4745003871	-11.9825507491	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-56.682884872	-9.107418728	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-52.4292486126	-6.8522653753	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8977547161	-9.5403346026	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8870586079	-9.5903636042	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9561529731	-9.5914723797	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.995417935	-9.4561439517	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8185246352	-9.4923212914	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-46.6806291217	-23.6161503825	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.878407868	-11.5444454713	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8105261668	-9.4708410489	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8555583169	-9.4059623963	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8033538936	-9.5769110303	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.7241248194	-7.1998621247	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-57.2204762624	-5.6385622654	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.902182909	-9.5660676276	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8487639983	-9.5692928643	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9745951511	-9.5824182607	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8833859901	-9.4191740691	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9035306617	-9.526759164	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.4741064754	-11.9259350428	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.5997851694	-11.9698391021	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta

Brasil	-55.8504220766	-9.4078421221	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-53.2625189986	-8.5027131611	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-53.2623965619	-8.493451092	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-53.2923653841	-8.4678682379	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-53.3760552741	-8.5590630428	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-43.3195154447	-22.9728979402	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.945708452	-9.4876135277	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8686170395	-9.4700746677	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9945730616	-9.4812091906	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8574253533	-9.5152918387	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-56.0278457263	-9.2024034958	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.0260714362	-12.1231042688	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-54.0310447855	-12.103904951	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8351750085	-9.4509404741	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9796751852	-9.6017054227	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-52.7368486933	-5.8320020529	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8017262574	-9.4495531539	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9733793534	-9.4502720453	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8208281346	-9.4756504803	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8310478155	-9.5155273368	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8908254558	-9.5051557255	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9635199998	-9.4196305428	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9545342092	-9.5355631137	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.894360796	-9.4857581968	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9975440002	-9.4733359883	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9814533692	-9.5312787075	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8135820159	-9.4220639155	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9273498708	-9.5518330953	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9136880035	-9.5355097842	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.9879618792	-9.4567794595	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.8836961457	-9.5475113815	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-55.5527140527	-11.9400807267	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Obs. direta
Brasil	-52.257	-3.325	(Ítalo Mourthé, 2021)	Obs. direta
Brasil	-51.843	-3.234	(Ítalo Mourthé, 2021)	Obs. direta
Brasil	-51.786	-3.255	(Ítalo Mourthé, 2021)	Obs. direta

Brasil	-54.949167	-3.355278	Ravetta-Ferrari (2009)	Obs. direta
Brasil	-54.923333	-3.331667	Ravetta-Ferrari (2009)	Obs. direta
Brasil	-54.877500	-3.942500	Ravetta-Ferrari (2009)	Obs. direta
Brasil	-54.853056	-3.949444	Ravetta-Ferrari (2009)	Obs. direta
Brasil	-54.905556	-4.065556	Ravetta-Ferrari (2009)	Obs. direta
Brasil	-55.519722	-5.055278	Buss et al. (2017)	Obs. direta
Brasil	-55.924167	-5.461944	Buss et al. (2017)	Obs. direta
Brasil	-55.920000	-5.457500	Buss et al. (2017)	Obs. direta
Brasil	-55.936389	-5.475000	Buss et al. (2017)	Obs. direta
Brasil	-55.915556	-5.453056	Buss et al. (2017)	Obs. direta
Brasil	-55.880000	-5.632222	Buss et al. (2017)	Obs. direta
Brasil	-54.083333	-2.383333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-54.166667	-2.666667	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-54.283333	-2.533333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-54.633333	-2.533333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-54.716667	-2.433333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.016667	-2.783333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.033333	-2.950000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.100000	-3.083333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.166667	-3.250000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.300000	-3.666667	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.383333	-3.750000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.450000	-3.833333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-57.650000	-6.266667	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-58.066667	-7.200000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.000000	-9.366667	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-54.900000	-8.950000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-55.250000	-6.500000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-54.366667	-5.383333	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-53.816667	-4.550000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-52.200000	-3.200000	Pimenta, F.E (2005)	Obs. direta
Brasil	-53.011794	-5.331366	(Felipe Bitioli, 2021)	Obs. direta
Brasil	-56.097115	-9.877921	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Erroneamente determinado como <i>A belzebuth</i>
Brasil	-55.931152	-9.597601	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Erroneamente determinado como <i>A</i>

belzebuth

Brasil	-56,097115	-9,877921	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Erroneamente determinado como <i>A belzebuth</i>
Brasil	-55,931279	-9,597616	Gbif+iNaturalist (Agosto 2021)	Erroneamente determinado como <i>A belzebuth</i>
Brasil	-55,93095	-9,60346	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,90753	-9,56394	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,89808	-9,4989	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,93038	-9,59833	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,92887	-9,59751	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,92113	-9,58572	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,93117	-9,58927	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,92677	-9,63388	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,92459	-9,63361	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,93024	-9,59565	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,00546	-4,08556	Ravetta (2004)	Obs. direta
Brasil	-55,05925	-11,06295	Ravetta (2004)	Obs. direta
Brasil	-55,32975	-11,0432	Ravetta (2004)	Obs. direta
Brasil	-55,33845	-11,0365	Ravetta (2004)	Obs. direta
Brasil	-55,50167	-11,83781	Ravetta (2004)	Obs. direta
Brasil	-54,992	-3,369	Ravetta (2007)	Obs. direta
Brasil	-56,50213	-5,05763	Ravetta (2008)	Obs. direta
Brasil	-56,38906	-4,89176	Ravetta (2008)	Obs. direta
Brasil	55,56728	-4,89935	Ravetta (2008)	Obs. direta
Brasil	-55,51081	-5,08524	Ravetta (2008)	Obs. direta
Brasil	-54,85095	-3,10485	Ravetta (2008-2011)	Obs. direta
Brasil	-54,60361	-3,49828	Ravetta (2008-2011)	Obs. direta
Brasil	-57,23287	-6,10609	Ravetta (2010)	Obs. direta
Brasil	-56,15577	-5,39022	Ravetta (2010)	Obs. direta
Brasil	-55,9403	-5,47859	Ravetta (2010)	Obs. direta
Brasil	-56,88013	-5,42233	Ravetta (2010)	Obs. direta
Brasil	-56,81762	-6,56115	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,52161	-4,60296	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,42384	-4,65753	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,19494	-4,54903	Ravetta (2010)	Obs. direta

Brasil	-56,07681	-6,62126	Ravetta (2010)	Obs. direta
Brasil	-55,20778	-6,54457	Ravetta (2010)	Obs. direta
Brasil	-55,7232	-7,19604	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,41196	-7,17172	Ravetta (2009)	Obs. direta
Brasil	-55,18411	-8,42204	Ravetta (2009)	Obs. direta

813 **Refs.:** Buss et al. (2017). *BioBrasil* 7: 34-46; Pimenta e Silva Jr. (2005). *Neotrop. Primates* 13: 23-28;
814 Ravetta e Ferrari (2009). *Primates* 50: 261-268.

815

816 FIGURAS

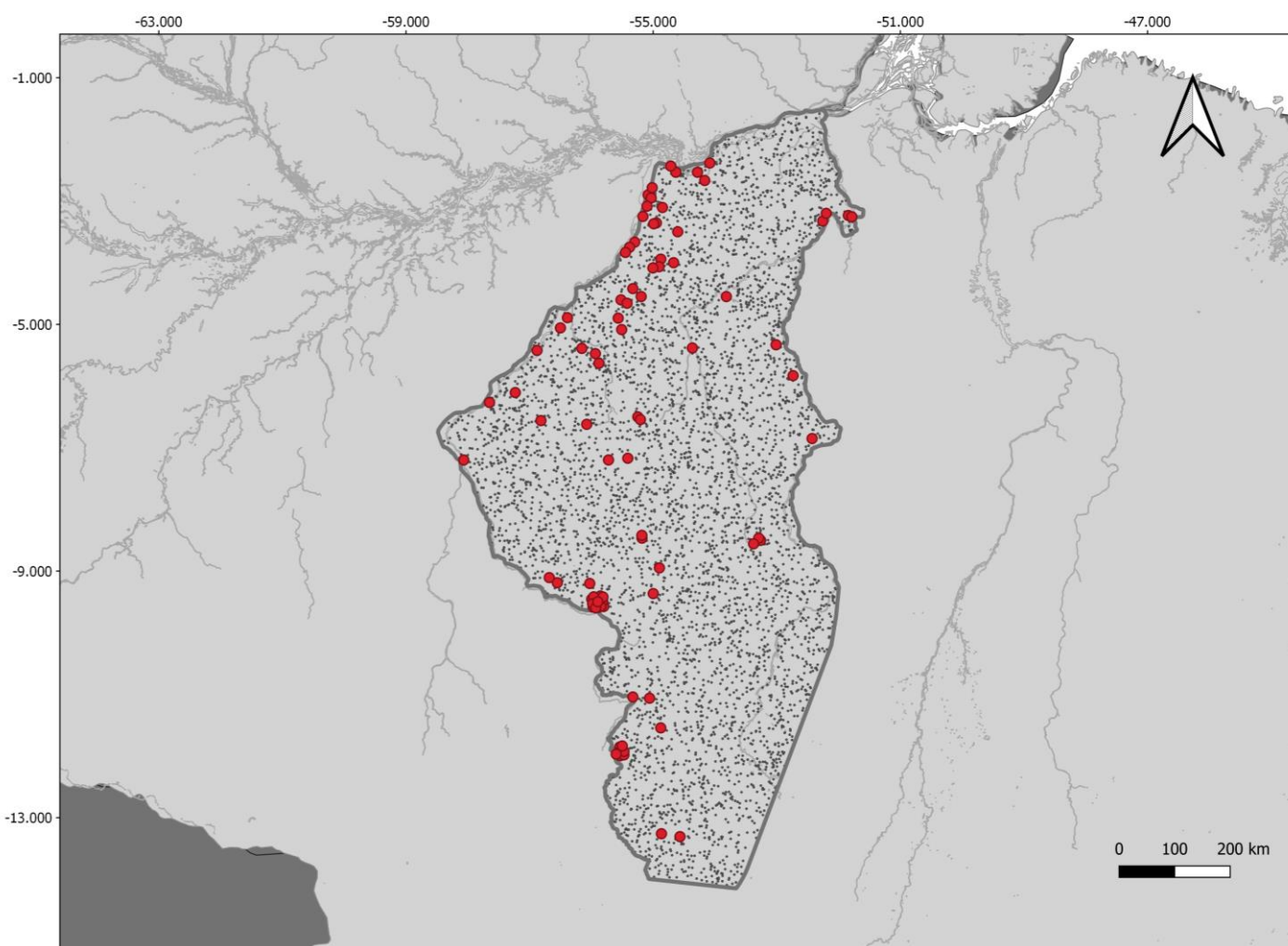
817

```

818 > cor(ex.Ateles)
      bio_1      bio_15      bio_17      cobertura      npp      treeHe
bio_1      1.0000000 -0.4351238  0.1903190  0.2086852  0.3798583  0.1900523
bio_15     -0.4351238  1.0000000 -0.8472937 -0.1728920 -0.3133382 -0.3886544
bio_17      0.1903190 -0.8472937  1.0000000  0.3296107 -0.1206683  0.1531649
cobertura   0.2086852 -0.1728920  0.3296107  1.0000000 -0.1910680 -0.8946981
npp         0.3798583 -0.3133382 -0.1206683 -0.1910680  1.0000000  0.4197717
treeHe      0.1900523 -0.3886544  0.1531649 -0.8946981  0.4197717  1.0000000

```

819 **Figura S1.** Matriz de correlação das variáveis iniciais selecionadas para o modelo de distribuição
820 de *Ateles marginatus*. Foram excluídas as variáveis que apresentaram uma autocorrelação de
821 $r > |0.8|$ (Bio 15 e cobertura vegetal).



822

823 **Figura S2.** Distribuição dos 5000 registros (pontos cinza) de background da espécie na área de
824 ocorrência da mesma, os pontos vermelhos são os registros de presença de *Ateles marginatus*.

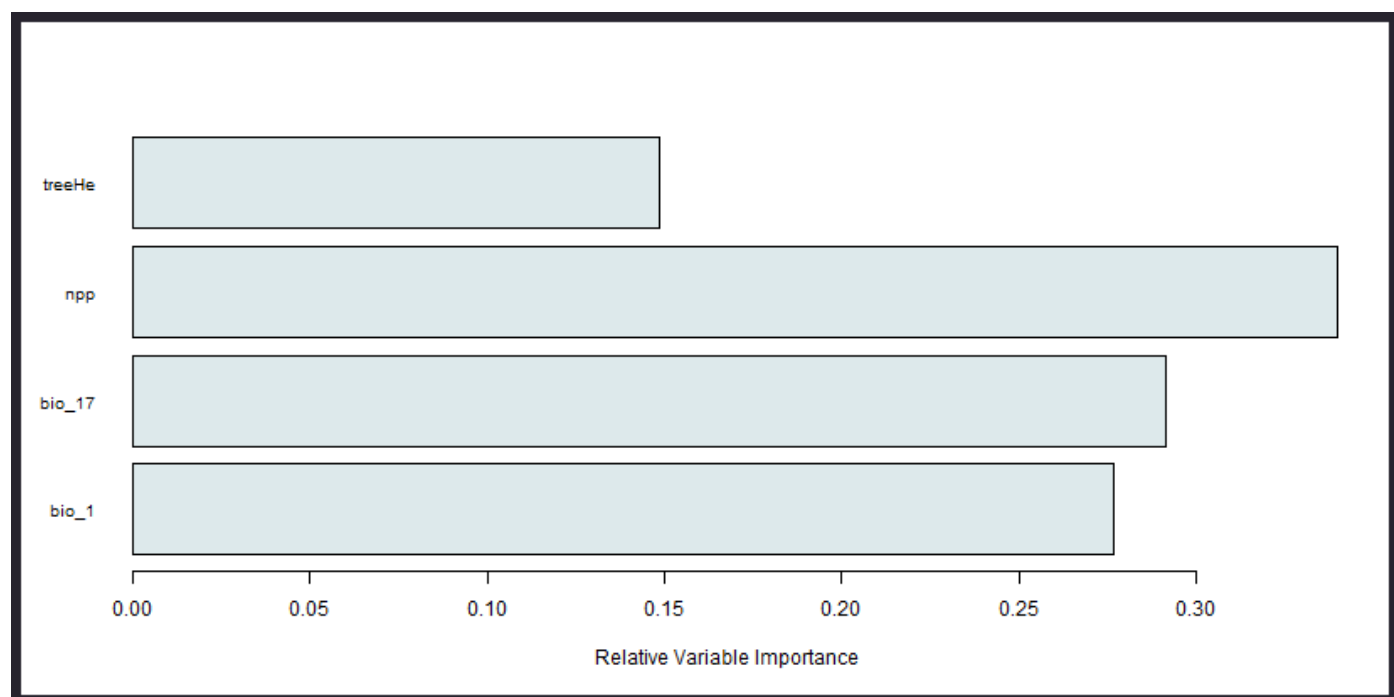


Figura S3. Importância relativa das variáveis climáticas (temperatura e precipitação), ambiental (produtividade primária) e de paisagem (altura dos arvores) usadas no modelo de adequabilidade de habitat de *A. marginatus*.

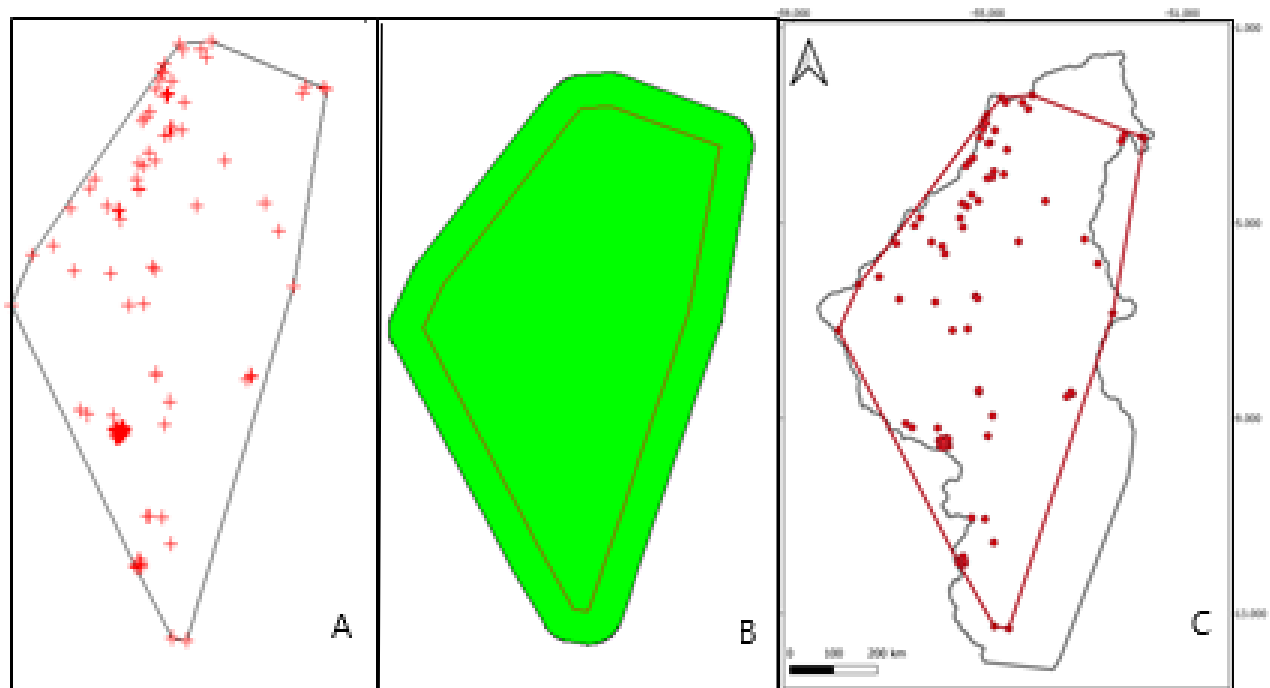
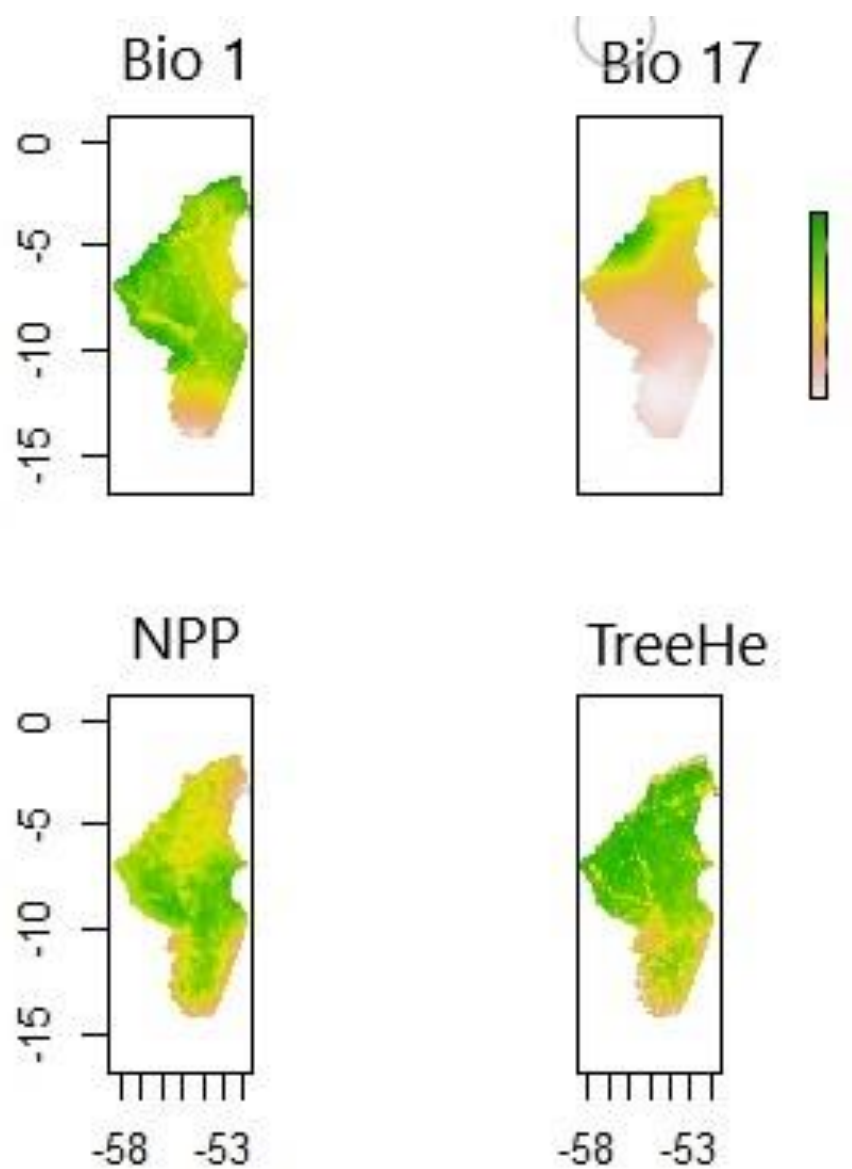


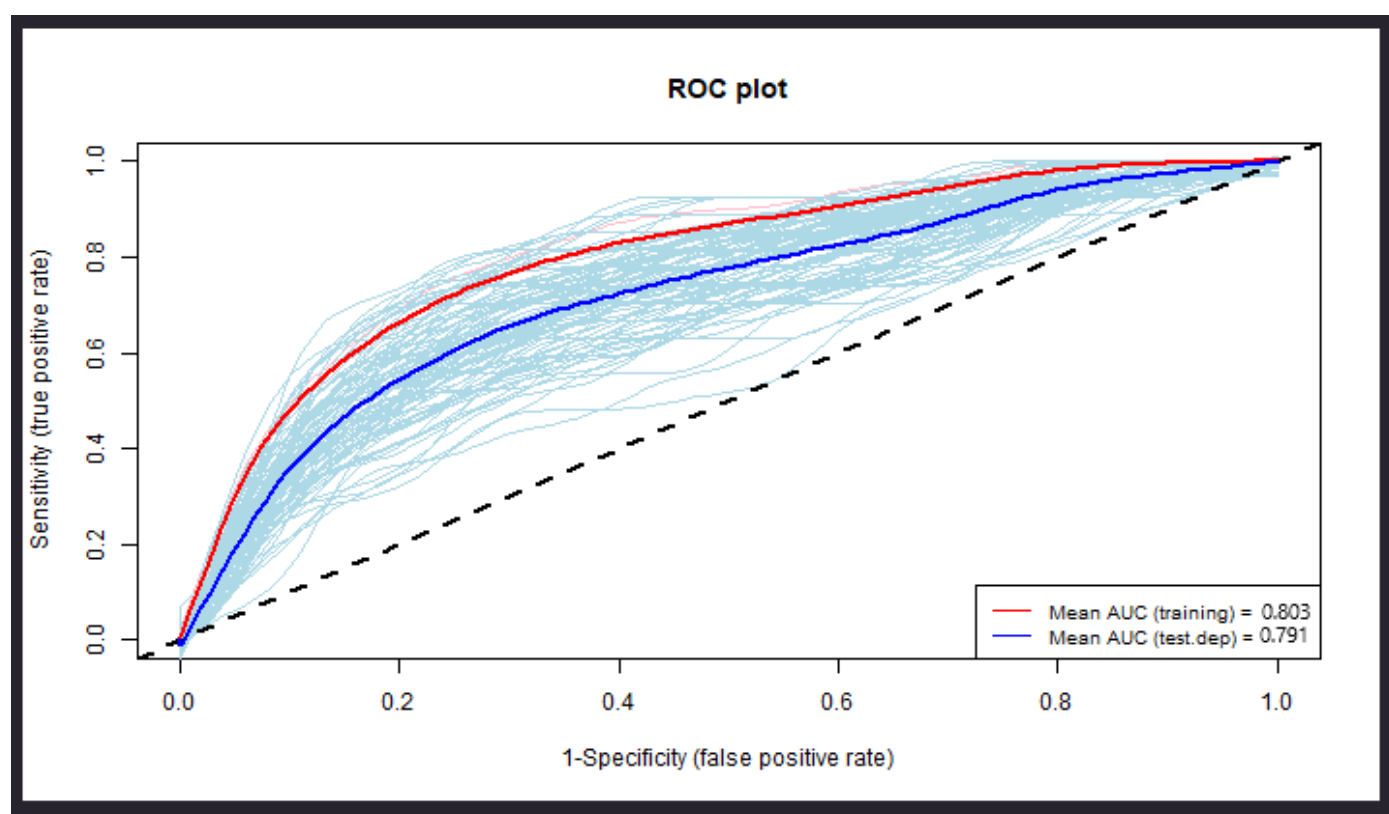
Figura S4. (A) mínimo polígono convexo com todos os registros disponíveis de *Ateles marginatus*, (B) Área de calibração considerando um buffer de 1.5° circundando o polígono em (A), (C) recorte da área de calibração tendo em conta barreiras geográficas (rios).



836

837 **Figura S5.** Variáveis climáticas, ambientais e de paisagem usadas nos modelos, depois do recorte
838 utilizando o mínimo polígono convexo

839



840

841 **Figura S6.** Gráfico ROC do modelo final da distribuição de *Ateles marginatus*

842

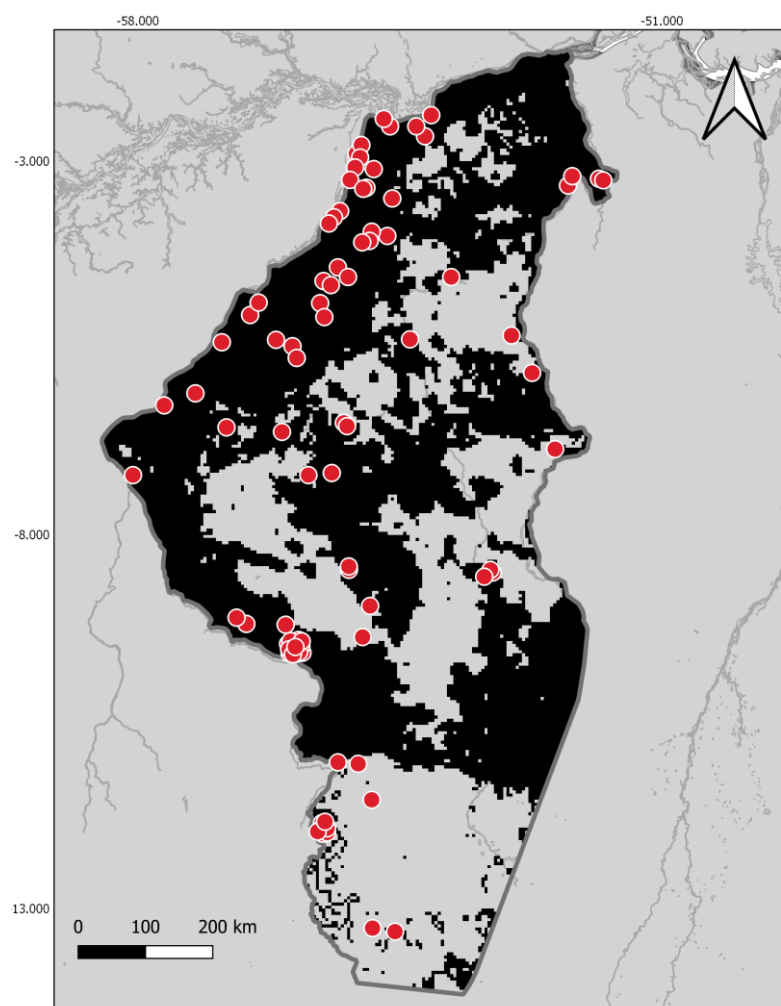


Figura S7. Localização espacial das AOO inseridas na EOO. A maior parte estão localizadas nas áreas central, e nor-oeste da distribuição da espécie. mais existem alguns registros da espécie na região centro-leste e sul do mapa.