

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL

Alexandre Mesak Ferreira

**LACUNAS DE CONSERVAÇÃO DE PRIMATAS AMEAÇADOS NA
AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

GOIÂNIA
MARÇO – 2018

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFV**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFV) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFV), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

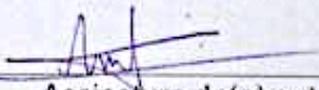
Nome completo do autor: Alexandre Mesak Ferreira

Título do trabalho: Lacunas de Conservação de Primatas Ameaçados na Amazônia Brasileira

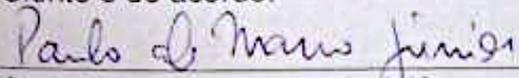
3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 17 / 05 / 2018

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² A assinatura deve ser escaneada.



Alexandre Mesak Ferreira

**LACUNAS DE CONSERVAÇÃO DE PRIMATAS AMEAÇADOS NA
AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Goiás como parte das
exigências para obtenção do Título de
mestre em Biodiversidade Animal

GOIÂNIA
MARÇO – 2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Mesak Ferreira, Alexandre
Lacunas de conservação de primatas ameaçados na Amazônia brasileira [manuscrito] / Alexandre Mesak Ferreira. - 2018.
52 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Goiânia, 2018.

Bibliografia. Anexos.

Inclui siglas, gráfico, tabelas.

1. vulnerabilidade. 2. Playrrhini. 3. desmatamento. 4. terras indígenas. 5. Amazônia. I. De Marco Júnior, Paulo, orient. II. Título.

CDU 591



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS - UFG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE Nº 20

Aos vinte e nove dias do mês de março de dois mil e dezoito (29/03/2018), às quatorze horas (14h), no Auditório do ICB I - Campus Samambaia - UFG, reuniram-se os componentes da banca examinadora: **Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior, ICB/UFG; Prof. Dr. Daniel de Brito Cândido Silva, ICB/UFG; Rafael Dias Loyola, ICB/UFG;** para, em sessão pública presidida pelo(a) primeiro(a) examinador(a) citado(a), procederem à avaliação da defesa de dissertação intitulada: "**Lacunas de conservação de primatas ameaçados na Amazônia brasileira**", em nível de mestrado, área de concentração em Biodiversidade Animal, de autoria de **Alexandre Mesak Ferreira**, discente do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Goiás. A sessão foi aberta pelo presidente, que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida à(o) autor(a) da dissertação que, em cerca de 40 minutos, procedeu à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu à(o) examinada(o), tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da dissertação. Tendo-se em vista o que consta na Resolução nº 1239 de 14 de fevereiro de 2014, do Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura (CEPEC), que regulamenta o Programa de Pós-Graduação Biodiversidade Animal, a dissertação foi Aprovado, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Animal pela Universidade Federal de Goiás. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega da versão definitiva da dissertação na secretaria do programa, com as devidas correções sugeridas pela banca examinadora, no prazo de trinta dias a contar da data da defesa. Cumpridas as

formalidades de pauta, às 17 h e 00 min., encerrou-se a sessão de defesa e, para constar, eu, Suely Ana Ribeiro, secretária executiva da Universidade Federal de Goiás - UFG, lavrei a presente ata que, após lida e aprovada, será assinada pelos membros da banca examinadora em três vias de igual teor.


Prof. Dr. Paulo De Marco Junior

Presidente da Banca

ICB/UFG


Prof. Dr. Daniel de Brito Cândido Silva

ICB/UFG


Rafael Dias Loyola
ICB/UFG

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à conjuntura que levou aos eventos catastróficos que culminaram na grande extinção em massa no final do Cretáceo. Com ela foi possível que os pequenos mamíferos daquela época se proliferassem, entre eles, os Euarchontoglires, e em especial o grupo dos Primatas que derivaram-se desse grupo. Se não fosse essa catástrofe, talvez os primatas não tivessem tido a oportunidade de criar a UFG, a FAPEG, o ICB e nem o PPGBAN.

Agradeço ao fenômeno da consciência por permitir a investigação de fenômenos naturais e a contemplação de sua beleza.

Agradeço aos meus pais Renato Ferreira e Elza Mesak Ferreira e à minha irmã Mírian Mesak Ferreira, pois sem eles eu não existiria.

Agradeço à minha companheira Thaynah Faria Rosa por sua existência, e aos eventos pseudo-científicos que possibilitaram nosso encontro nesse pale blue dot.

Agradeço ao Deus Galego e ao Dr. Nicholas. O que discutimos em três dias caiu na prova. Dá pra acreditar?

Agradeço ao Paulo De Marco Júnior pela disposição e paciência incompreensíveis.

Finalmente, agradeço a você que se interessou por esse trabalho. Divirta-se.

SUMÁRIO

Resumo	9
Lacunas de Conservação de Primatas Ameaçados na Amazônia Brasileira	
1. Introdução	10
2. Métodos	17
2.1. <i>Visão geral</i>	17
2.2. <i>Táxons estudados</i>	18
2.3. <i>Registros de distribuição dos táxons</i>	20
2.4. <i>Variáveis ambientais atuais</i>	20
2.5. <i>Procedimentos de modelagem de distribuição</i>	22
2.6. <i>Avaliação dos modelos</i>	24
2.7. <i>Análise de perda de área por desmatamento atual e futuro</i>	25
2.8. <i>Análise de lacunas de conservação</i>	26
3. Resultados	27
4. Discussão	34
5. Considerações finais	39
Referências	40
Material Suplementar	48

Resumo

A perda e fragmentação de habitat, mesmo em áreas potencialmente protegidas, vêm restringindo globalmente a distribuição geográfica de primatas que podem contribuir para a manutenção de ecossistemas tropicais e seus serviços. Na Amazônia, bioma com a maior diversidade de primatas, 16 táxons estão atualmente ameaçados de extinção. Analisamos a quantidade de área adequada a estes primatas que é perdida por desmatamento e o potencial espacial que Unidades de Conservação e Terras Indígenas teriam em sua conservação. Fizemos modelos de distribuição (distribuição potencial), estimamos a distribuição real (distribuição potencial menos o desmatamento atual), e a distribuição esperada (distribuição real menos o desmatamento esperado para o futuro). Realizamos uma análise de lacuna sobrepondo as três distribuições estimadas com as áreas de UCs e TIs em três cenários; (1) apenas com Unidades de Proteção Integral (PIs); (2) PIs + Unidades de Uso Sustentável (USs); e (3) PIs + USs + Terras Indígenas (TIs). Calculamos a quantidade de área de distribuição que deveria estar dentro dessas áreas (meta de conservação) e testamos o alcance das metas em cada cenário. Dois primatas não têm suas metas atingidas considerando PIs + US + TIs. Entretanto, considerando-se a distribuição real e esperada após o desmatamento futuro, USs aumenta em média o alcance das metas alcançadas por PIs em mais de 120%, e TIs aumentam o alcance das metas por PIs + USs em mais de 75%. Concluímos que USs e TIs sozinhas teriam um maior potencial em proteger os primatas ameaçados do que PIs (criadas exclusivamente para a preservação da biodiversidade), e que a inclusão de TIs como uma área de proteção da biodiversidade seria um grande avanço na conservação dos primata amazônicos ameaçados.

Palavras-chave: vulnerabilidade, Platyrrhini, desmatamento, terras indígenas, Amazônia.

*1. Esse trabalho seguiu o formato de publicação sugerido pelo editor-chefe do periódico Biological

29 **1. Introdução**

30 Há mais de 3 bilhões de anos (Schopf et al., 2017), a diversidade da vida na
31 Terra encontra maneiras de resistir às inúmeras catástrofes globais que naturalmente
32 afetam o planeta, e eventualmente culminam em extinções em massa (Raup e
33 Sepkoski, 1982). Mesmo com esses contratemplos, a diversidade de vida sempre
34 cresceu em nosso planeta e nunca houve um período em que essa diversidade fosse
35 tão abundante quanto é hoje (Raup e Sepkoski, 1982). Nos últimos séculos, um
36 grande declínio no número de espécies sugere que há um evento de extinção em
37 massa ocorrendo atualmente (Ceballos et al., 2017) e podemos destacá-la das outras
38 pelo fato de apresentar a maior taxa de extinção de todos os tempos (Barnosky et al.,
39 2011). Além disso, suas causas são emergentes da manutenção de uma única espécie
40 no planeta, o *Homo sapiens*. Desse modo, assim como os eventos catastróficos
41 precedentes na história da vida terráquea, nossa capacidade de modificação é global e
42 sugere que esta seja uma nova era geológica denominada de Antropoceno (Waters et
43 al., 2016).

44 Esse cenário é muitas vezes interpretado pelo público leigo, e até mesmo por
45 profissionais da área da biologia como um evento natural inerente à evolução de nossa
46 espécie, de modo que esforços para mitigar esse cenário seriam uma perda de tempo
47 (Pyron, 2017). Apesar dessa visão de mundo ser comum, a importância da
48 biodiversidade para a própria manutenção do Homem e de seu modo de vida é
49 evidente. A biodiversidade provê serviços ecossistêmicos (como polinização,
50 regulação do clima, disponibilidade de ar e água de qualidade), recursos em escala
51 local comercializados (como animais de caça e lenha) e recursos que são extraídos da
52 natureza e comercializados (como madeira, mel, algas marinhas e peixes) (Myers,
53 1984). Além de disponibilizar estes recursos, a diversidade de informação biológica
54 pode ser utilizada no melhoramento genético de monoculturas (Tanksley e McCouch,
55 1997) e prover a descoberta de novos medicamentos (Farnsworth, 1988),
56 proporcionando que tenhamos uma melhor qualidade de vida. Ademais, temos o

57 dever moral em mitigar nosso impacto negativo no planeta, uma vez que somos parte
58 da natureza e temos a capacidade de quantificar e entender a gravidade de nossas
59 ações. Todo esse cenário, instigou uma demanda pela proteção da biodiversidade.
60 Como a implementação de ações de conservação permeiam vários campos do
61 conhecimento (como; genética, ecologia, taxonomia, zoologia, ciências sociais,
62 biogeografia), em meados de 1980, a Biologia da Conservação se consolida afim de
63 unificar essa multidisciplinaridade e otimizar o êxito dessa agenda (Meine et al.,
64 2006). Esse campo do conhecimento objetiva entender as ameaças antrópicas à
65 biodiversidade, além de encontrar e implementar soluções sustentáveis que
66 promovam sua conservação (Soulé, 1985). Evidentemente, como nem todos
67 concordam ou entendem a importância dessa agenda, os desafios dessa área de
68 pesquisa são enormes.

69 O constante crescimento da população humana gera uma demanda mundial
70 por comida e biocombustíveis, que por sua vez acarretam a sobre-exploração e
71 modificação da cobertura vegetal (como o excesso na extração de madeira, caça e
72 pesca), a expansão de atividades agrícolas e da urbanização, e a introdução de
73 espécies exóticas (Maxwell et al., 2016). Esse impacto pode ser quantificado, por
74 exemplo, ao observarmos que nas regiões tropicais, entre os anos de 1980 e 2000,
75 55% das novas áreas agrícolas vieram do desmatamento de florestas intactas, e 28%
76 de florestas previamente alteradas (Gibbs et al., 2010). As florestas tropicais contêm a
77 maior parte da biodiversidade do mundo (Myers et al., 2000), e exercem papel
78 fundamental na regulação regional dos ciclos da água e na regulação global da captura
79 de carbono (Fearnside, 2005; Avissar e Werth, 2005). Desse modo, a perda e
80 fragmentação de habitat consequentes da expansão de nossas atividades de uso da
81 terra, alteram os ambientes tropicais e são as principais ameaças à manutenção da
82 biodiversidade, processos ecológicos, ecossistemas e seus serviços (Hoffmann et al.,
83 2010; Maxwell et al., 2016; Potapov et al., 2017)

84 Uma das formas mais adequadas para se estudar perda e fragmentação de
85 habitat, é em escala de paisagem (Arroyo-Rodrigues et al., 2013; Fahrig 2013). Essa
86 escala compreende uma grande área com características ecossistêmicas semelhantes
87 composta por fragmentos contíguos e interativos, e por isso é a escala mais apropriada
88 à discussão sobre a persistência de populações na área estudada (Forman e Gordon,
89 1986). Assim, a persistência de espécies em uma paisagem depende da existência do
90 equilíbrio entre tamanho e distância entre fragmentos, da composição da área entre os
91 fragmentos (matriz) e da capacidade de indivíduos se movimentarem nesse sistema
92 (Andrén, 1994). A teoria do limiar de extinção (Bascompte e Solé, 1996), afirma que
93 o tamanho de uma população decresce de maneira linear quando uma determinada
94 paisagem inicia seu processo de perda de habitat. Porém, esse efeito se torna não-
95 linear após 50% de perda de hábitat, quando o tamanho dos fragmentos diminui
96 abruptamente e, após 80%, a distância entre os fragmentos aumenta
97 exponencialmente (Andrén, 1994). Apesar da probabilidade de extinção depender da
98 sensibilidade específica do táxon ao tipo de alteração ambiental presente (With e
99 King, 1999), espera-se que de forma geral a taxa de extinção aumente com mais de
100 50% de perda de habitat (Andrén, 1994; Henein et al., 1998; Flather e Bevers, 2002).
101 Parte disso também é explicado pois, o avanço da perda de habitat pode levar à
102 diminuição da densidade populacional, elevação das taxas de endogamia, predação e
103 deriva genética, uma vez que há a restrição de populações em fragmentos. Esses
104 processos podem diminuir a taxa de crescimento populacional e até mesmo torná-la
105 negativa, culminando na extinção local de populações (Bascompte, 2003, Gilpin e
106 Soulé, 1986).

107 A exposição, a sensibilidade e a capacidade adaptativa compõem o conceito
108 de vulnerabilidade, definido como a susceptibilidade de uma população ter sua
109 abundância e variabilidade genética reduzidas, e ser eventualmente extinta (Dawson
110 et al., 2011) Essa concepção, apesar de ser mais frequentemente utilizada para
111 entender o efeito das mudanças climáticas, também é efetiva para compreender os

112 efeitos da perda de habitat decorrente de mudanças no uso do solo. A quantidade total
113 de área remanescente na paisagem é resultado direto do conceito de exposição dos
114 organismos às mudanças de uso de solo. A sensibilidade é um conceito chave aqui.
115 Espécies muito sensíveis podem ser extintas mesmo quando apenas uma pequena
116 perda de área foi observada, como no caso de alguns primatas que, expostos à caça,
117 podem sofrer extinção local mesmo sem uma perda de habitat observável (Cormier e
118 Urbani., 2008). Nesse sentido, a capacidade de dispersão pode ser considerada uma
119 das características das espécies que moldam sua capacidade adaptativa às mudanças
120 na paisagem. A limitação à dispersão entre manchas pode prejudicar a dinâmica de
121 táxons compostos por metapopulações, reduzindo a probabilidade de persistência dos
122 mesmos a médio prazo (Levins, 1969). As atividades agrícolas e as mudanças de uso
123 do solo foram responsáveis por 25% da emissão antropogênica de gases estufa, que
124 dobrou em pouco mais de 50 anos (IPCC, 2014). A emissão de gases estufa é
125 reforçada pela derrubada de florestas que funcionam como estoque de carbono. A
126 Amazônia por exemplo, estoca 38% do carbono estocado nas florestas tropicais da
127 América, África e Ásia (Baccini et al., 2012). Assim, é possível uma sinergia entre os
128 efeitos de perda de cobertura vegetal (foco desse estudo) e mudanças climáticas
129 globais, estudadas de maneira intensa recentemente (Graham et al., 2016).

130 A estratégia mais utilizada para se proteger a biodiversidade é o
131 estabelecimento de áreas que isolem ao máximo as espécies dos impactos das
132 atividades humanas. A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN)
133 define área de proteção como sendo: “Um espaço geográfico claramente definido,
134 reconhecido, dedicado e regulamentado por meios legais ou outros meios efetivos,
135 para atingir a conservação a longo prazo da natureza associada a seus serviços
136 ecossistêmicos e valores culturais” (IUCN, 2008). Uma das metas estabelecida em
137 2010 pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB) e seus integrantes (o Brasil
138 sendo um deles), é de que até 2020, 17% das áreas terrestres do planeta estejam
139 protegidas. Atualmente 14,7% das áreas terrestres são consideradas protegidas

140 (UNEP-WCMC e IUCN, 2016). Entretanto, a existência dessas áreas não garante o
141 êxito da conservação. Na região Neotropical, atividades recreativas, caça, captura de
142 animais, doenças e espécies invasoras são ameaças à efetividade de áreas
143 potencialmente protegidas (Schulze et al., 2017).

144 Três tipos de tipos de áreas se destacam no Brasil quando consideramos seu
145 potencial de proteção à biodiversidade; os dois primeiros tipos são as unidades de
146 Proteção Integral (PIs) e as de Uso Sustentável (USs), que compõe as Unidades de
147 Conservação (UCs), dedicadas explicitamente à proteção da biodiversidade (SNUC,
148 LEI 9.985/2000). As PIs têm o objetivo de *preservação* da natureza. A *preservação*
149 implica no isolamento da área e na não exploração de seus recursos de maneira direta.
150 Ao invés disso, seus recursos e os serviços ecossistêmicos nos serão úteis de forma
151 indireta. Já as USs, são destinadas à *conservação* da natureza. A *conservação* implica
152 no uso sustentável dessas áreas, de modo que possamos extrair seus recursos naturais
153 de maneira direta, sem comprometer a manutenção do ecossistema (SNUC-Lei n°
154 9985/julho de 2000). As UCs somam 334 unidades só no bioma amazônico
155 (CNUC/MMA - www.mma.gov.br/cadastro_uc). O terceiro tipo de área com
156 potencial à proteção da biodiversidade são as Terras Indígenas (TIs), que de acordo
157 com a constituição federal; "São terras tradicionalmente ocupadas pelos índios as por
158 ele habitadas em caráter permanente, as utilizadas para suas atividades produtivas, as
159 imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários a seu bem estar e
160 as necessárias a sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e
161 tradições" (Brasil, 1988). Apesar de parte da alimentação dos indígenas vir de
162 proteína animal por meio da caça (Cormier, 2006), e isso ser uma ameaça em
163 potencial, as TIs têm grande efetividade em conter o avanço do desmatamento em
164 locais onde há grande pressão de desmatamento (Noltea et al., 2013), sendo até mais
165 eficientes do que USs e PIs separadamente (Soares-Filho et al., 2010). Além disso, as
166 TIs ocupam um quinto de floresta fechada da Amazônia brasileira (Nepstad et al.,
167 2006), e contém 30% do carbono retido nesse bioma (Walker et al., 2014). Desse

168 modo, TIs podem ser importantes na manutenção da biodiversidade amazônica
169 (Charity et al., 2016). Como exemplo, alguns estudos recentes reforçam o potencial
170 que TIs têm na manutenção a longo prazo de espécies ameaçadas (Pinto et al., 2014;
171 Fagundes et al., 2015, Frederico et al., 2017,). Nesses estudos, o que basicamente se
172 mostrou foi que a adição das TIs permitiriam o maior alcance das metas de
173 conservação das espécies estudadas. Evidentemente, a premissa nesses estudos é que
174 o grau de alteração dessas áreas e a forma de uso de recursos não comprometeria a
175 conservação das espécies neles estudadas.

176 Análises de lacuna de conservação se dão através do estabelecimento de
177 metas (como a área mínima de distribuição de um táxon que deve ser protegida para
178 que seja possível a manutenção deste a longo prazo) e do quanto essas metas são
179 atingidas em vários cenários (Rodrigues et al; 2003 e Schulze et al 2017). No entanto,
180 nosso conhecimento sobre a distribuição das espécies é muitas vezes obscuro (déficit
181 Wallaceano), o que acaba diminuindo a confiabilidade de nossas tomadas de decisão
182 baseadas nesse tipo de análise em sistemas tropicais (Hortal et al., 2015). Uma
183 alternativa a essa dificuldade é a utilização de Modelos de Distribuição de Espécies
184 (do inglês, *Species Distribution Models* - SDM). Esses modelos preveem a
185 distribuição potencial ao correlacionar as variáveis ambientais da região em questão
186 com o os registros de ocorrência (coordenadas geográficas) do táxon estudado,
187 estimando seu nicho abiótico (Araújo e Guisan, 2006). A utilização desses modelos
188 pode justificar novas expedições em áreas pouco amostradas e potencialmente
189 contribuir com a redução do déficit Wallaceano, aumentando o número de registros
190 dos táxons e refinando nossas estimativas de distribuição espacial e a acurácia de
191 nossa interpretação das análises de lacuna, otimizando tomadas de decisão em
192 conservação.

193 A ordem dos primatas é uma das mais ricas dos mamíferos, depois de
194 Chiroptera e Rodentia (IUCN, 2018). Nas últimas três décadas, a revisão de hipóteses
195 previamente estabelecidas à luz do conceito filogenético de espécies, aumentou nossa

196 dimensão dessa riqueza de aproximadamente 200 (Groves 2016) para
197 aproximadamente 500 espécies (Estrada et al., 2017). Alguns primatas provêm
198 serviço de polinização (Carthew e Golgingay, 1997), benefícios a comunidades locais
199 (Marshall e Wich, 2016), insights nos campos de evolução humana (Proffitt et al.,
200 2016) e na medicina (Grimaldi, 2008). Cerca de 90% dos primatas ocorre em
201 florestas tropicais (Mittermeier, 1988), compondo até 50% dos mamíferos frugívoros
202 e herbívoros nesses biomas (Cowlshaw e Dunbar, 2000). No entanto, a excessiva
203 modificação de ambientes e poluição causados por nossas atividades coloca
204 atualmente 75% em declínio populacional e 60% do grupo sob ameaça de extinção
205 (Estrada et al., 2017). Mais especificamente, 87% das espécies de Madagascar, 73%
206 da Ásia, 37% da África e 36% do Neotrópico correm risco de extinção (Estrada et al.,
207 2017). Primatas amazônicos, por exemplo, são ameaçados pelo tráfico ilegal,
208 degradação e fragmentação de habitat, com o crescimento urbano e criação de novas
209 estradas (Fearnside, 2005). A caça persistente pode reduzir as populações ou até levar
210 estes primatas à extinção local (Peres e Palacios, 2007). Esses primatas
211 frequentemente dispersam sementes para longe de suas plantas progenitoras (Boyle et
212 al., 2013), otimizando suas chances de germinação, e exercendo um papel importante
213 na regeneração de florestas tropicais (Fuzessy et al., 2017). Em áreas com muita caça,
214 a diminuição de espécies de primatas de grande porte pode diminuir em 60% a
215 dispersão endozoocórica de grandes sementes (Peres e Roosmalen, 2002). Assim, o
216 estudo da conservação dessas espécies tem também consequências para a manutenção
217 da floresta e de seus processos mantenedores.

218 Os primatas neotropicais – Platyrrhini – compõem a maior diversidade de
219 primatas do mundo, concentrada principalmente no bioma amazônico (Mittermeier,
220 1977). Há pouco mais de 40 anos, estudos já revelavam a necessidade de ações
221 conservacionistas de alguns primatas, como o mico-leão-dourado – *Leontopithecus*
222 *rosalia* – (Kleinman e Rylands, 2008) e o mono-carvoeiro – *Brachyteles aracnoides*
223 (Franco, 2009). Desde 2007, o Instituto Chico Mendes de Conservação da

224 biodiversidade (ICMBio), coordena dentre outras atividades, Planos de Ação
225 Nacional (PAN) focados na conservação dos primatas brasileiros ameaçados. Cerca
226 de 92 (68%) dos primatas do Brasil se encontra na Amazônia (Paglia et al., 2012), e
227 atualmente existem PAN específicos para a conservação dos 16 primatas amazônicos
228 classificados sob algum grau de ameaça no Livro Vermelho da Fauna Brasileira
229 Ameaçada de Extinção (<http://www.icmbio.gov.br>). O PAN para a conservação do
230 Sauim-de-coleira, dedicado ao *Saginus bicolor*, teve início 2011, e o PAN para a
231 Conservação dos Primatas Amazônicos, em 2017. Esses dois PAN, visam diminuir a
232 pressão de caça, o impacto de epizootias, e de empreendimentos sobre as espécies
233 alvo, além de buscar o aprofundamento do conhecimento sobre distribuição
234 geográfica, plasticidade do uso de habitat dos primatas da Amazônia (ICMBio, 2018).

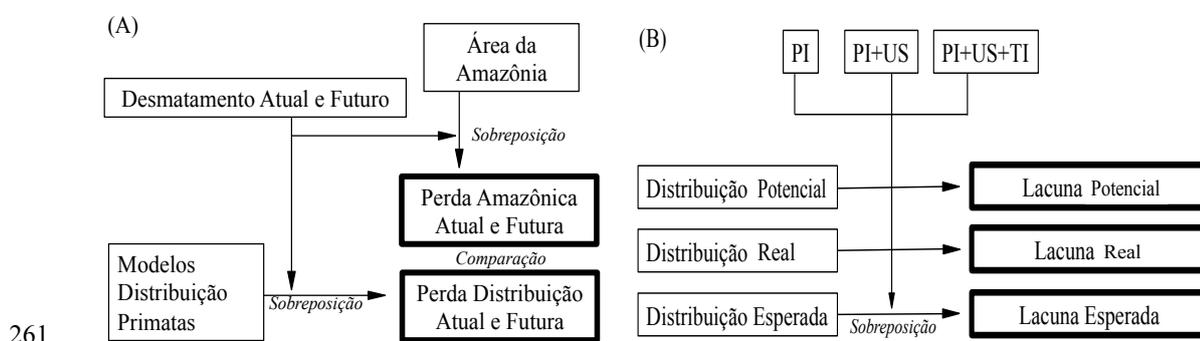
235 Nesse sentido, este trabalho visa contribuir com a conservação dos primatas
236 amazônicos estimando a distribuição geográfica dos primatas ameaçados e avaliando
237 o potencial das UCs e TIs em sua conservação, levando em conta a perda de cobertura
238 vegetal atual e a perda esperada para o futuro nesse bioma. Nossos objetivos são i)
239 avaliar os efeitos da perda de habitat devido ao desmatamento atual e predito sobre a
240 área adequada de distribuição dos táxons; (ii) testar a hipótese de que as Terras
241 Indígenas são importantes para a conservação dos primatas a partir de uma análise de
242 lacunas de conservação; (iii) testar a hipótese de que incluir a perda de habitat por
243 desmatamento na análise de lacunas evidencia a importância da manutenção de terras
244 públicas na conservação da biodiversidade, além de produzir um diagnóstico mais
245 realista sobre a vulnerabilidade dos primatas.

246 **2. Métodos**

247 *2.1. Visão geral*

248 Nesse trabalho, comparamos a perda de área de distribuição dos primatas
249 ameaçados com a perda de área da Amazônia em dois momentos, com o
250 desmatamento atual e esperado para o futuro (Fig. 1A). Dessa maneira, podemos
251 avaliar se há diferença da perda média de território amazônico e da perda média de

252 área de distribuição dos primatas devido ao desmatamento atual e esperado.
 253 Posteriormente, realizamos análises de lacunas de conservação comparando a
 254 potencial efetividade de UCs e TIs em proteger os táxons estudados. Para isso,
 255 levamos em conta a área potencial dos primatas, sua área real (área potencial menos
 256 desmatamento atual) e a área esperada (área real menos desmatamento esperado) (Fig.
 257 1B). Dessa forma, foi possível avaliarmos a vulnerabilidade dos primatas amazônicos
 258 ameaçados devido ao desmatamento, e a contribuição de cada área potencialmente
 259 protegida para a conservação dos desses primatas.
 260



262 **Fig. 1.** Visão geral da metodologia do trabalho. (A) Comparação entre a perda de área (por
 263 desmatamento atual e esperado para o futuro) entre a distribuição de primatas e área total da Amazônia.
 264 Podemos assim comparar a perda média de área dos primatas com a perda de área da Amazônia. (B)
 265 Análise de lacunas de conservação sem desmatamento, com o desmatamento atual e com o predito para
 266 o futuro, e a eficiência de (1) PIs, (2) PIs + USs, e (3) PIs + USs + TIs em conservar os táxons
 267 estudados. Podemos assim verificar como o desmatamento afeta os primatas, assim como a
 268 importância da manutenção das terras públicas para a conservação dos primatas ameaçados.

269 2.2. Táxons estudados

270 Todos os 16 táxons Platyrrhini amazônicos ameaçados presentes na Portaria
 271 MMA n° 444, de 17 de dezembro de 2014, foram inicialmente incluídos neste estudo.
 272 Essa portaria está disponível em
 273 http://www.icmbio.gov.br/cepsul/legislacao/portaria/4_27-2014.html, tendo uma
 274 revisão publicada pelo ICMBio, no Resumo Executivo Livro Vermelho da Fauna
 275 Brasileira Ameaçada de Extinção, publicado no ano de 2016, disponível em
 276 [http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/8594-brasil-lanca-livro-](http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/8594-brasil-lanca-livro-vermelho-da-fauna-na-cop-13)
 277 [vermelho-da-fauna-na-cop-13](http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/8594-brasil-lanca-livro-vermelho-da-fauna-na-cop-13). Estes documentos listam os animais brasileiros

278 ameaçados e a suas categoria de risco de extinção, seguindo a metodologia da UICN,
 279 (disponível em <http://www.iucnredlist.org>). As espécies, segundo estes critérios
 280 podem ser classificadas em Não Avaliada (NE), Não Aplicável (NA), Dados
 281 Insuficientes (DD), Menos preocupante (LC), Quase Ameaçada (NT), Vulnerável
 282 (VU), Em Perigo (EN), Criticamente em Perigo (CR), Regionalmente Extinta (RE),
 283 Extinta na Natureza (EW) e Extinta (EX) (IUCN, 2012). Assim, dos primatas
 284 ameaçados (Tabela 1), dez estão Vulneráveis, três estão Em Perigo e três estão
 285 Criticamente em Perigo.

286

287 **Tabela 1**

288 Táxons ameaçados de extinção dos Platyrrhini da Amazônia presentes na Portaria MMA N° 444, de 17
 289 de Dezembro de 2014. São apresentadas as categoria de ameaça, a justificativa para a categoria
 290 atribuída e o número de registros totais de distribuição geográfica. Os números entre parênteses
 291 representam apenas o número de pontos espacialmente únicos utilizados na modelagem. Os registros
 292 não apresentam sinonímia, e a taxonomia seguida é a de Rylands et al. (2012).

Táxons	Categoria & Justificativa	Número de Registros
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)	VU - A2cd	162 (116)
<i>Alouatta discolor</i> (Spix, 1823)	VU - A4cd	68 (62)
<i>Ateles belzebuth</i> (É. Geoffroy, 1806)	VU - A4cd	14 (12)
<i>Ateles chamek</i> (Humboldt, 1812)	VU - A4cd	92 (89)
<i>Ateles marginatus</i> (É. Geoffroy, 1809)	EN - A4cd	58 (50)
<i>Cacajao hosomi</i> (Boudli, da Silva, Amado, Herbk, Pontual & Farias, 2008)	EN - A4d	21 (19)
<i>Cebus kaapori</i> (Queiroz, 1992)	CR - A2acd	47 (49)
<i>Chiropotes satanas</i> (Hoffmannsegg, 1807)	CR - A2cd	46 (51)
<i>Chiropotes utahickae</i> (Hershkovitz, 1985)	VU - A4cd	40 (36)
<i>Lagothrix cana cana</i> (É. Geoffroy in Humboldt, 1812)	EN - A4cd	26 (27)
<i>Lagothrix lagothricha</i> (Humboldt, 1812)	VU - A4d	6 (6)
<i>Lagothrix poeppigii</i> (Shinz, 1844)	VU - A4cd	11 (10)
<i>Mico rondoni</i> (Ferrari, Sena, Schneider & Silva Jr., 2010)	VU - A2ce+4ce	22 (22)
<i>Saguinus bicolor</i> (Spix, 1823)	CR - A4ace	31 (17)
<i>Saguinus niger</i> (É. Geoffroy, 1803)	VU - A4c	26 (25)
<i>Saimiri vanzolinii</i> (Ayres, 1985)	VU - D2 - A3c; B1ab (i,ii,v)	2 (2)

293

294 2.3. Registros de distribuição dos táxons

295 Os registros de distribuição são a latitude e a longitude correspondentes ao
296 local onde indivíduos de determinada espécie foram avistados ou coletados. Os
297 registros utilizados nesse trabalho são produto do processo de produção e avaliação da
298 Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção organizada pelo
299 ICMBio. Especialistas em primatas reuniram e revisaram esses dados provenientes de
300 artigos publicados em revista científica, livros e bases de dados online como o
301 Species Link (splink.cria.org.br) (Tabela A1, Material Suplementar). Mesmo após
302 essa revisão eu avaliei a existência de registros incorretos pela visualização dos
303 registros e comparação com o mapa de distribuição disponíveis no site da UICN
304 (<http://www.iucnredlist.org>). Registros fora da abrangência esperada foram avaliados
305 quanto à possibilidade de erros, principalmente a troca da latitude e longitude e o
306 registro de ocorrência em Zoológicos.

307 Um bom modelo prevê com sucesso a maior parte das presenças testes, ou
308 seja, tem um baixo erro de omissão (Pearson et al, 2006). O maior número de
309 registros diminui o erro de omissão, mas mesmo assim, modelos de aprendizagem
310 automática por exemplo, conseguem obter 90% de seu desempenho máximo com
311 apenas 10 registros (Stockwell e Peterson, 2002). Além disso, Stockwell e Peterson
312 (2002) sugerem que a acurácia dos modelos é maior acima de 20 registros de
313 ocorrência. A pesar disso, a utilização de apenas de 5 registros pode ser o suficiente
314 para produzir modelos confiáveis (Pearson et al., 2007). Dos Platyrrhini amazônicos
315 ameaçados (Tabela 1), *Saimiri vanzolinii* é o único que apresenta menos de 5 registros
316 únicos, e por esse motivo decidimos excluí-lo de nossas análises.

317 2.4. Variáveis ambientais atuais

318 Modelos de Distribuição de Espécie (do inglês Species Distribution Models -
319 SDM) associam os registros do táxon modelado às variáveis abióticas destes locais,
320 gerando uma projeção espacial em larga escala, que é interpretada como sendo o
321 nicho Grinnelliano (Grinnell, 1917; Araújo e Guisan, 2006). Assumindo que os locais

322 onde há pontos conhecidos de ocorrência do táxon mantêm populações persistentes,
 323 então as variáveis ambientais nesses locais indicam condições suficientemente
 324 favoráveis para que a natalidade da população local tenha valor igual ou maior à
 325 mortalidade. Essas condições definem, portanto, o nicho Grinnelliano dessa espécie.

326 Para caracterizar o clima em uma macroescala compatível com o conceito de
 327 nicho Grinnelliano, nós utilizamos os dados climáticos de 2016 extraídos da base de
 328 dados WorldClim - Global Climate Data (<http://www.worldclim.org/bioclim>). Esses
 329 dados resumem as condições climáticas a partir de dados de precipitação e
 330 temperatura. Nós produzimos uma Análise de Componentes Principais (do inglês
 331 Principal Component Analysis - PCA) desses dados com objetivo de retirar a
 332 colinearidade das variáveis ambientais, evitando predições de distribuição potencial
 333 errôneas causadas pelo que é conhecido como o sobreajuste do modelo (Jiménez-
 334 Valverde et al., 2011) (Tabela 2). Isso é possível pois essa análise encontra vetores
 335 perpendiculares que expressam a correlação entre as variáveis originais. Esses
 336 vetores são chamados autovetores pois mantêm sua posição no espaço mas alteram
 337 sua variância (autovalor) ao serem submetidos a uma transformação linear. O
 338 autovalor representa a variância do autovetor, ou sua influência no universo amostral
 339 dos dados. Selecionamos os primeiros eixos, que explicam a maior parte da variação
 340 ambiental do sistema. Oito autovetores explicaram 96% da variação acumulada, e os
 341 autovalores de cada um foram utilizados como camadas ambientais para a
 342 modelagem. Esse procedimento tem sido usado com frequência na modelagem de
 343 espécies raras (Serra et al., 2012; De Marco Jr et al., 2015).

344
 345 **Tabela 2**

346 Variáveis climáticas utilizadas na modelam de distribuição. Também são mostrados os componentes
 347 principais (PC) utilizados como camadas ambientais, a proporção explicada por cada PC e a variação
 348 proporcional acumulada em cada.

349

Variáveis Climáticas	Componentes Principais							
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Temperatura anual média	0,270	-0,205	0,238	-0,241	0,140	0,300	-0,251	0,207
Intervalo diurno médio de temperatura	0,252	0,206	-0,032	0,059	0,381	0,110	0,137	0,308
Isotermalidade	-0,057	-0,025	0,328	-0,376	-0,280	0,077	-0,285	-0,132

Sazonalidade da temperatura	-0,020	0,461	0,011	0,073	0,099	-0,154	0,248	0,112
Temperatura máxima do mês mais quente	0,015	-0,134	-0,010	-0,023	-0,022	0,049	-0,072	-0,014
Temperatura mínima do mês mais frio	-0,053	0,065	-0,072	0,180	0,126	-0,062	0,160	-0,177
Intervalo anual da temperatura	-0,109	0,012	-0,098	-0,037	-0,127	-0,093	0,020	-0,107
Temperatura média do quadrimestre mais úmido	0,018	-0,508	-0,513	0,139	0,008	0,036	-0,036	-0,032
Temperatura média do quadrimestre mais seco	-0,003	-0,367	-0,184	0,130	-0,106	0,019	-0,096	0,385
Temperatura media do quadrimestre mais quente	-0,007	0,075	0,172	-0,084	-0,010	0,007	-0,015	0,504
Temperatura media do quadrimestre mais frio	-0,008	-0,011	-0,058	-0,072	0,060	0,003	0,038	0,088
Precipitação anual	0,204	0,143	-0,362	-0,351	0,268	0,204	-0,049	-0,467
Precipitação do mês mais úmido	-0,086	0,257	-0,564	-0,383	-0,144	-0,051	-0,041	0,396
Precipitação do mês mas seco	0,015	0,143	-0,122	-0,029	-0,009	0,092	-0,113	0,000
Sazonalidade da precipitação	0,512	0,111	-0,071	0,022	-0,605	-0,379	0,019	-0,058
Precipitação do quadrimestre mais úmido	0,101	-0,155	0,057	-0,138	-0,050	-0,239	0,243	0,007
Precipitação do quadrimestre mas seco	-0,018	0,315	-0,102	0,343	-0,175	0,305	-0,477	-0,010
Precipitação do quadrimestre mais quente	-0,012	-0,195	0,075	-0,195	0,139	-0,154	0,276	0,004
Precipitação do quadrimestre mais frio	-0,712	0,032	-0,021	-0,194	-0,127	-0,071	-0,006	-0,005
Proporção explicada por cada PC	0,475	0,186	0,117	0,528	0,47	0,356	0,293	0,209
Varição proporcional acumulada	0,475	0,662	0,779	0,832	0,879	0,915	0,944	0,965

350

351 2.5. Procedimentos de modelagem de distribuição

352 Considerando a possibilidade de incerteza devida a diferenças entre
353 procedimentos de modelagem (Araújo et al., 2005), utilizamos os três algoritmos de
354 aprendizagem de máquina (do inglês Machine Learning Algorithms), Maximum
355 Entropy (Maxent), Support Vector Machine (SVM) e Random Forest (RDF). Estes
356 procedimentos utilizam poucos argumentos de entrada e buscam otimizar o poder de
357 predição da distribuição da espécie modelada (Rangel e Loyola, 2012). O Maxent
358 encontra a mais provável e mais uniforme distribuição da espécie utilizando apenas
359 pontos únicos de presença e os dados ambientais (Phillips et al., 2006). O SVM
360 encontra os locais de presença e ausência da distribuição separando essas duas classes
361 por hiperplanos (Guo et al. 2005). O Random Forrest (RDF) prediz a distribuição da
362 espécie separando os dados por árvores de decisão produzidas ao acaso (uma floresta
363 aleatória) e elegendo a árvore mais recorrente na floresta como a predição mais
364 provável (Schapire, 2001). Esses três algoritmos são frequentemente avaliados como
365 os mais eficientes na literatura recente (Hernandez et al., 2006; Lorena et al., 2010;
366 Duan et al., 2014, Mi et al., 2017).

367 Um modelo, por definição, não representa a realidade do universo
368 observável, e é uma tentativa de prever fenômenos isolados em uma determinada
369 escala a partir de um número restrito de parâmetros. Assim, SDM são ferramentas
370 úteis para a conservação quando interpretados à luz de suas limitações (como o uso de
371 dados bióticos) (Pearson e Dawson, 2003). Mas existe um algoritmo ideal? Bem, cada
372 algoritmo tem particularidades matemáticas que geram uma variação ou incerteza
373 próprios em seus resultados (Heikkinen et al., 2006), e baseado nisso, alguns autores
374 sugerem que a predição baseada no consenso entre um conjunto de modelos (do
375 inglês Forecasting Ensemble Consensus) é mais eficiente que a competição entre eles
376 (Araújo e New, 2007, Diniz et al., 2009). Se assumirmos que cada modelo é um
377 possível cenário na realidade, o consenso desses modelos nos revela uma tendência
378 central (sobreposição dos modelos) que se espalha até as margens (variância de cada
379 modelo) (Araújo e New, 2007). Dessa forma, o modelo consenso apresenta menos
380 ruído do que os outros modelos separadamente (Araújo et al., 2005), e por isso
381 adotamos essa abordagem.

382 Utilizamos todos os dados gerados com os três modelos como dados de
383 entrada para uma Análise de componentes principais (PCA). O primeiro
384 componentes resultante da PCA se tornou o modelo consenso dos três algoritmos
385 utilizados. Como o PCA é baseado na correlação das variáveis, seu emprego sobre os
386 valores preditos pelos três tipos de algoritmos revela o grau de correlação e
387 congruência entre eles. Para evitar que as áreas não adequadas preditas em cada
388 modelo afetasse muito o resultado do consenso, nós transformamos em zero todos os
389 valores de adequabilidade menores que o limiar da curva Característica de Operação
390 do Receptor (do inglês, Receiver Operating Characteristics – ROC; ver mais detalhes
391 sobre essa metodologia no tópico “Avaliação dos modelos”) para cada procedimento
392 de modelagem. O primeiro eixo (autovetor) da PCA representa a maior correlação
393 entre os modelos, e portanto, pode ser considerado como esse modelo consenso. Os
394 escores (autovalores) desse primeiro eixo forneceu os valores de adequabilidade de

395 cada pixel. O mapa de adequabilidade gerado foi padronizado para também variar
396 entre zero e 1. Essa estratégia faz com que o modelo consenso mostre apenas as áreas
397 de alta adequabilidade a tornando sua interpretação mais clara.

398 O modelo de consenso é uma projeção espacial da distribuição potencial da
399 espécie, ou seja, manchas em um mapa que indicam locais adequados à sobrevivência
400 de suas populações. Porém, muitas dessas manchas podem não ser ocupadas
401 efetivamente devido a barreiras biogeográficas como rios ou limitação a dispersão
402 (Wallace, 1852). Por isso, restringimos as manchas do mapa consenso adotando uma
403 abordagem conservadora denominada M-SDM por buscar controlar a área de
404 acessibilidade das espécies nos modelos (Componente M do modelo de Soberón, De
405 Marco Jr et al., 2012; Barve et al., 2011). Para realizar o M-SDM, transformamos o
406 modelo em um mapa binário e utilizamos como limiar o ponto com menor
407 adequabilidade (do inglês, Lowest Presence Threshold- LPT). O LPT produz manchas
408 maiores, mas sem erros de omissão nos dados treino (Pearson et al., 2007). Das
409 manchas assim produzidas na distribuição das espécies, nós mantivemos no modelo
410 apenas aquelas contíguas a registros únicos de distribuição reconhecidos de cada
411 táxon. Dessa forma, assumimos o pressuposto de que somente manchas com um
412 registro único poderiam estar acessíveis inteiramente à colonização, e ao final do
413 processo, obtivemos os mapas de distribuição dos táxons que utilizamos para nossas
414 análises.

415 *2.6. Avaliação dos modelos*

416 A avaliação dos modelos foi feita por uma divisão em quadrículas. Essa
417 estratégia tem sido mais usada recentemente por evitar que haja uma maior
418 autocorrelação entre pontos treino e teste, o que afetaria a independência dos
419 resultados (Muscarela et al., 2014). Para avaliarmos os modelos, a dimensão das
420 quadrículas deve ser tal que haja independência espacial, e ao mesmo tempo
421 similaridade ambiental entre os conjuntos de dados. A independência espacial foi
422 calculada pelo I de Moran, e a similaridade ambiental, pelo índice de Similaridade de

423 Superfície Ambiental Multivariada (do inglês, Multivariate Environmental Similarity
424 Surface - 1953 MESS) (Elith et al., 2010). O tamanho das quadriculas foi definido
425 para cada táxon de forma a maximizar a similaridade ambiental e minimizar a
426 autocorrelação espacial.

427 A avaliação do modelo foi feita utilizando o TSS (do inglês, True Skill
428 Statistics), que gera resultados variando de -1 a 1, onde valores próximos de 1
429 indicam alta performance do modelo e, abaixo de zero, denotam que sua performance
430 é melhor explicada pelo acaso (Allouche et al., 2006). Como essa técnica é
431 dependente do limiar, nós escolhemos para essas análises o limiar baseado na curva
432 ROC, que seleciona o limiar que garante menor erro de sobre-previsão. Para todas as
433 espécies os modelos gerados apresentaram valores de TSS superiores a 0,8 o que
434 representam modelos muito bem avaliados (Allouche et al., 2006). Apenas para efeito
435 de comparação, também calculamos os valores de AUC (Area Under Curve) que é
436 uma métrica frequente em estudos desse tipo (Silva et al., 2013). Todos os resultados
437 mostraram valores de AUC superiores a 0,95. Assim, os modelos foram considerados
438 adequados para as análises seguintes. OS resultados da avaliação dos modelos são
439 apresentados na Tabela Suplementar A2.

440 A UICN propõe que a área de uma espécie pode ser determinada como um
441 polígono dos registros únicos de ocorrência, ou sua Extensão de Ocorrência (do inglês
442 *Extent of Occurrence* - EOO), ou como a soma da área das células onde encontram-se
443 os registros únicos, ou sua Área de Ocupação (do inglês *Area of Occupancy* - AOO)
444 (IUCN, 2012). Nosso modelo é de certa forma uma abordagem intermediária e mais
445 realista entre EOO e AOO, uma vez que encontramos locais com características
446 abióticas ideais que conecte os registros únicos, e retiramos do modelo locais sem
447 registros ou que estejam relativamente distantes destes.

448 2.7. Análise de perda de área por desmatamento atual e futuro

449 Esta análise consistiu na comparação da perda de área dos primatas por
450 desmatamento atual e predito, com a perda de área da Amazônia pelos mesmos

451 fatores. Para isso, retiramos da distribuição potencial dos primatas a área desmatada
452 atualmente (dados de 1997 a 2013 do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-
453 INPE, disponíveis em www.inpe.gov.br), obtendo o que denominamos de
454 distribuição real. Depois disso, retiramos da distribuição real, o desmatamento
455 esperado (de Souza e De Marco Jr., 2015- não publicado), obtendo a distribuição
456 esperada para o futuro. Utilizando dados do INPE, dados climáticos de 2008 foram
457 utilizados para treinar o modelo, e dados de 2009 a 2011 foram utilizados para validar
458 o modelo. Esse modelo assume que o avanço do desmatamento depende do efeito da
459 vizinhança onde, por exemplo, áreas próximas a estradas têm maiores chances de
460 serem desmatadas do que áreas próximas a áreas embargadas. Esse modelo prediz o
461 desmatamento que pode ocorrer de curto a médio prazo, porém não é possível
462 precisarmos com exatidão o alcance do modelo (de Souza e De Marco, não
463 publicado). Posteriormente, retiramos da área total da Amazônia a área desmatada
464 atualmente, obtendo a área atual da Amazônia. Finalmente, retiramos da área atual da
465 Amazônia o desmatamento esperado, obtendo a área da Amazônia esperada para o
466 futuro. Com isso, podemos comparar a perda média de área de distribuição dos
467 primatas ameaçados e a perda média de área da Amazônia considerando o
468 desmatamento presente e o esperado para o futuro. Essa análise nos permite observar
469 se a proporção de área protegida dos primatas é maior ou menor do que a esperada
470 simplesmente pela quantidade de UCs e TIs na Amazônia.

471 *2.8. Análise de Lacunas de Conservação*

472 A análise de lacuna consistiu na quantificação da área de distribuição dos
473 primatas que coincide com a área de UCs e TIs. Utilizamos os mapas de distribuição
474 potencial produzidos nesse trabalho e realizamos a sobreposição destes com os mapas
475 de todas as UCs e TIs da Amazônia Legal (dados de área de UCs e TIs). Nossa
476 análise consistiu na sobreposição progressiva da distribuição dos primatas com a área
477 de PIs, depois com a área de PIs + USs e depois com a área de PIs + USs + TIs.
478 Realizamos esse processo três vezes; primeiro com a área potencial (área da

479 distribuição obtida na modelagem), depois com a área real (potencial menos
480 desmatamento atual) e depois com a área esperada dos primatas (atual menos
481 desmatamento esperado). Dessa forma, podemos comparar a capacidade de proteção
482 de PIs, USs e TIs sem desmatamento, com desmatamento atual e com o esperado.

483 Ademais, nos baseamos no trabalho de Rodrigues et al (2003) e calculamos
484 metas de conservação para cada táxon. A meta é a área mínima que deve ser
485 preservada para que um táxon se mantenha a longo prazo, e neste trabalho, foi
486 calculada utilizando-se a seguinte equação: $meta = 2.126 - (0.3753 * \log_{10}(tamanho\ da$
487 $distribuição\ em\ km^2))$. Depois de calcularmos as metas, repetimos a análise de lacunas.
488 Mas dessa vez, utilizamos a meta para que, com a quantidade da distribuição dentro
489 de UCs e TIs, pudéssemos classificar os primatas como estando acima ou abaixo da
490 meta, considerando-se as três distribuições nos três cenários (PIs, PIs+USs e
491 PIs+USs+TIs). Estamos considerando que táxons protegidos são aqueles com
492 porcentagem da meta atingida maior ou igual a 100%. Esperamos que PIs + USs +
493 TIs protejam a maior parte da área de distribuição dos primatas ameaçados, e também
494 contribuam com que a maioria deles atinjam suas metas de conservação.

495 **3. Resultados**

496 Há uma relação direta entre o tamanho da área de distribuição potencial das
497 espécies e sua distribuição remanescente após o desmatamento atual (Fig. 2A) e
498 desmatamento futuro (Fig. 2B). As retas de regressão entre essas variáveis são
499 praticamente indistinguíveis dos valores esperados se o desmatamento se distribuísse
500 ao acaso entre as espécies estudadas. Os primatas ameaçados já perderam em média
501 32,15% de sua área de distribuição potencial até o presente momento, e espera-se que
502 percam 38,75% da área potencial com a implementação de novas atividades humanas
503 que geram desmatamento (Fig. 2.). Apesar disso, duas espécies *A. belzebuth* e *C.*
504 *hosomi*, tiveram 1,7% e 2,6% de perda de habitat respectivamente, tendo valores
505 próximos da linha vermelha que representa ausência de perda por desmatamento (Fig.
506 2.B). Três espécies apresentam os maiores resíduos negativos para ambas as análises

507 e devem ser consideradas as que apresentaram as maiores perdas proporcionais de sua
508 distribuição atual e esperada para o futuro: *C. kaapori* (69,9% e 78,5%), *C. satanas*
509 (59,06% e 67,2%) e *S. niger* (68,1 e 77,5).

510 Quando levamos em conta as áreas ocupadas por PIs, USs e TIs, temos uma
511 visão mais realista da proporção da área de distribuição dos primatas que se encontra
512 em áreas potencialmente protegidas. Nossa análise mostra que a proporção de área
513 potencial dos primatas que é protegida pode ser explicada simplesmente pela
514 proporção total da Amazônia que é potencialmente protegida. Isso é visível uma vez
515 que na regressão, a média da área protegida dos primatas (linha preta) se sobrepõe
516 com a média de área potencialmente protegida da Amazônia (linha vermelha) (Fig.
517 3.A, B e C). Porém, com o desmatamento atual (Fig. 3. D, E e F) e futuro (Fig. 4. C,
518 D e F), a maior perda de áreas dos primatas ocorre fora de área potencialmente
519 protegida. Há então uma redução da área dos primatas, mas a área restante,
520 considerando-se o desmatamento atual e futuro, é relativamente melhor protegida,
521 uma vez que a inclinação da linha preta aumenta com relação à da linha vermelha
522 (Fig.3 e 4). Considerando a área potencial dos primatas, as PIs protegem em média
523 14,31%, (Fig. 3. A), a junção de PIs + USs protegem cerca de 29,61% (Fig. 3. B), e a
524 junção de PIs + USs + TIs protegem 47,89% da distribuição desses táxons (Fig. 3.
525 C). Considerando a área de distribuição após remoção do desmatamento atual, em
526 média as PIs protegem 17,54%, (Fig. 3. D), PIs + USs 37,81% (Fig. 3. E), e PIs + USs
527 + TIs 62,67% da distribuição dos primatas (Fig. 3. F). Considerando a área esperada
528 após o desmatamento predito, as PIs protegem 18,42% (Fig. 4. C), PIs + USs 39,03%
529 (Fig. 4. D) e PIs + USs + TIs 65,44% (Fig. 4. E) da área de distribuição dos primatas
530 ameaçados.

531 **Tabela 3**

532 Quantidade média de área dos primatas que se sobrepõe com a área de PIs, USs e TIs separadamente.
533 As TIs sozinhas contêm maior parte da distribuição dos primatas do que as USs, e as USs contêm
534 maior parte da distribuição dos primatas do que PIs.

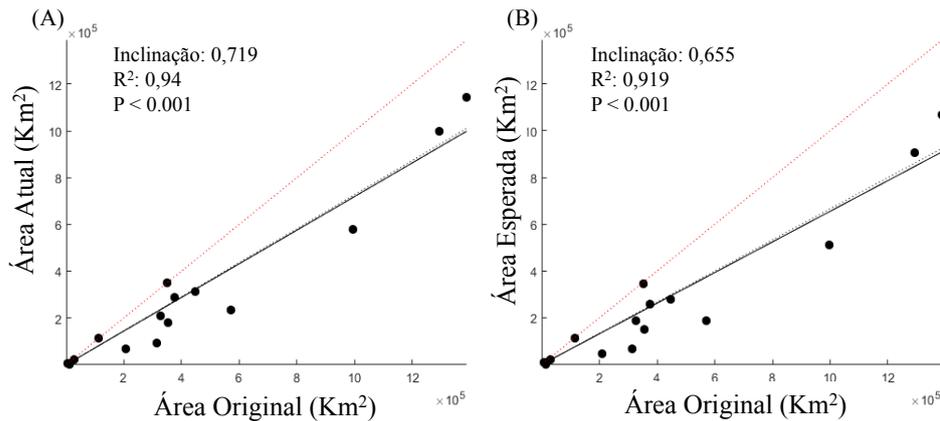
535

Áreas	Média da Área Potencial dos Primatas (%)	Média da Área Real dos Primatas (%)	Média da Área Esperada dos Primatas (%)
PIs	0,1431	0,1755	0,1842
USs	0,1531	0,2027	0,3903
TIIs	0,1828	0,2485	0,6545

538

539

540



541

542

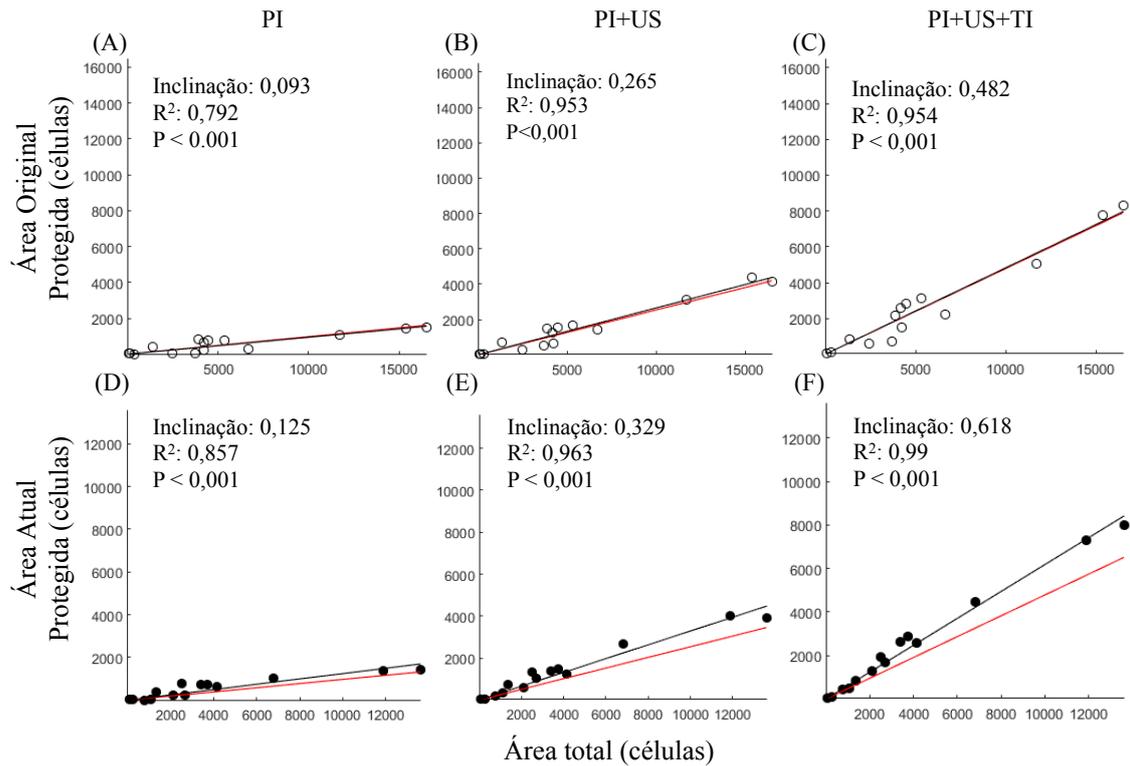
543

544

545

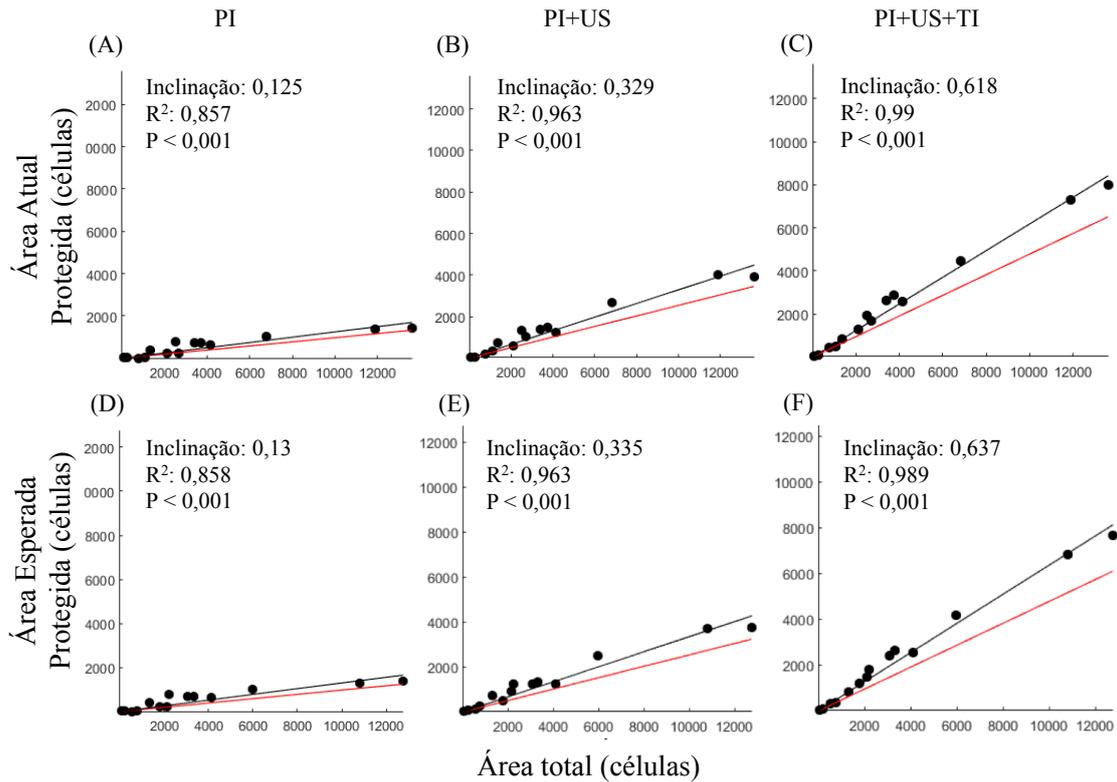
546 **Fig. 2.** Perda média de área potencial dos Platyrrhini ameaçados da Amazônia devido ao
 547 desmatamento atual, e ao esperado para o futuro. (A) Relação entre a perda média de área potencial dos
 548 primatas (linha preta cheia) e da Amazônia (linha preta pontilhada) por desmatamento atual. (B)
 549 Relação entre a perda média de área potencial dos primatas (linha preta cheia) e da Amazônia (linha
 550 preta pontilhada), por desmatamento esperado para o futuro. Em ambas as figuras, pontos pretos
 551 representam os táxons estudados, a linha vermelha pontilhada representa a relação dos eixos “x” e “y”
 552 quando não há perda de área por desmatamento. Em ambas as figuras, os Platyrrhini e a Amazônia
 553 perdem sua área por desmatamento na mesma proporção.

554



555

556 **Fig. 3.** Proporção protegida da área potencial e real dos Platyrrhini ameaçados da Amazônia
 557 considerando os cenários onde há apenas PIs, PIs + USs, e PIs + USs + TIs. (A, B e C) Área original
 558 protegida nos três cenários respectivamente. (D, E e F) Área real protegida nos três cenários
 559 respectivamente. Em todos os gráficos, os pontos representam os táxons estudados, a linha cheia preta
 560 representa a média da área protegida dos primatas, e a linha cheia vermelha, a média da área
 561 potencialmente protegida da Amazônia. Em (D, E e F), observamos que maior quantidade de área atual
 562 dos primatas é protegida por UCs e TIs, do que a área atual do bioma amazônico.

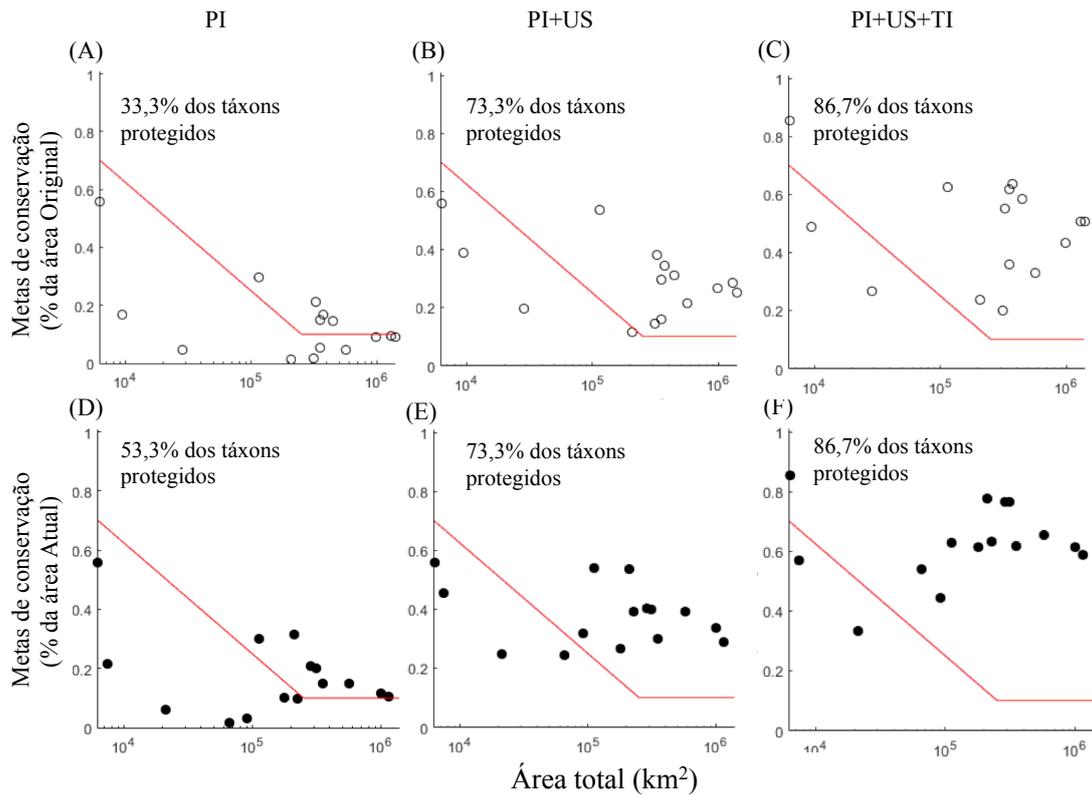


563

564 **Fig. 4.** Proporção real e esperada dos Platyrrhini que é protegida após o desmatamento, considerando
 565 os cenários onde há apenas PIs, PIs + USs, e PIs + USs + TIs. (A, B e C) Área real protegida nos três
 566 cenários respectivamente. (D, E e F) Área esperada protegida nos três cenários respectivamente. Em
 567 todos os gráficos, pontos pretos representam os táxons estudados, a linha cheia preta representa a
 568 média da área protegida dos primatas, e a linha cheia vermelha, a média da área potencialmente
 569 protegida da Amazônia. Em todos os gráficos, primatas têm maior proporção de sua protegida do que
 570 da Amazônia.

571

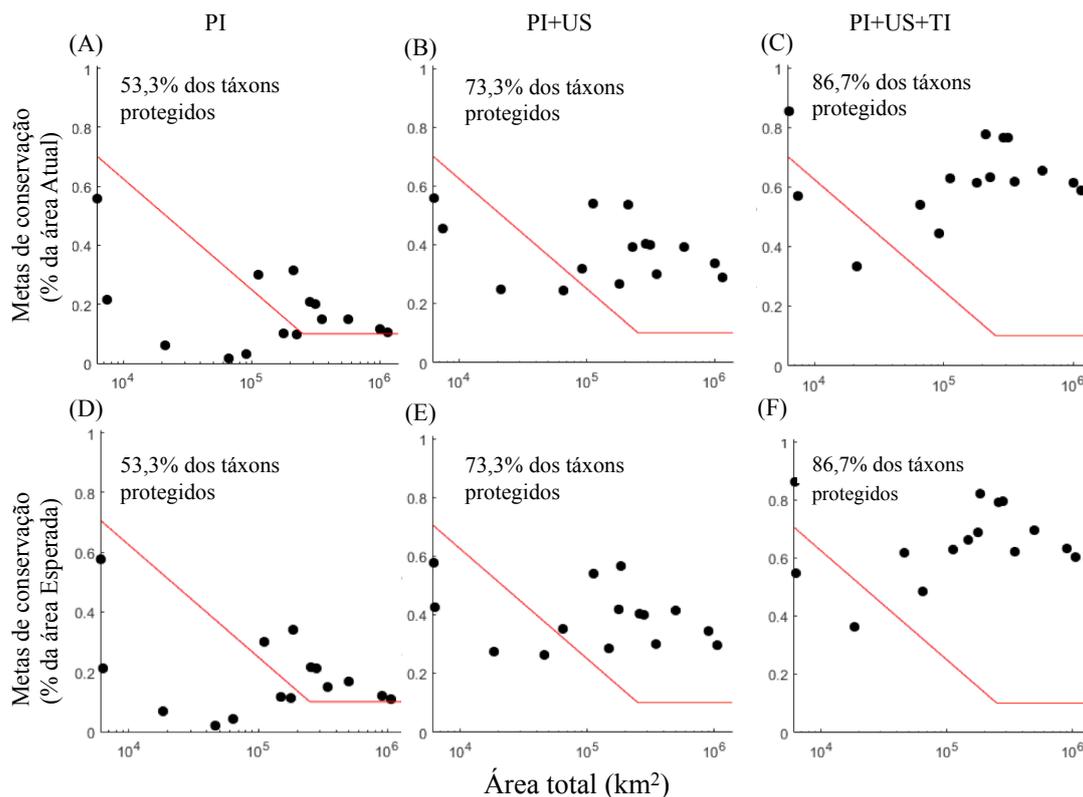
Podemos observar na regressão o aumento no número de primatas acima da
 572 linha vermelha (que representa a meta dos primatas em cada cenário), à medida que
 573 adicionamos as PIs, USs e TIs (Fig. 5. e 6.). Considerando a área original dos
 574 primatas, PIs protegem 5 táxons (Fig. 5. A), PIs + USs protegem 11 (Fig. 5. B), e UCs
 575 + TIs protegem 13 (Fig. 5. C) respectivamente. Levando em conta a área atual, esse
 576 número é de 8 (Fig. 5. D), 11 (Fig. 5. E) e 13 (Fig. 5. F). Considerando a área
 577 esperada, o número é de 8 (Fig. 6. D), 11 (Fig. 6. E) e 13 (Fig. 6. F).



578

579 **Fig. 5.** Comparação entre número de primatas que atingem suas metas de conservação considerando a
 580 distribuição potencial e real. Em todos os gráficos, os pontos e círculos pretos representam os táxons
 581 estudados, a linha vermelha representa a meta de conservação em função da área potencial dos
 582 primatas. (A, B e C), Alcance de metas de conservação considerando a sobreposição da distribuição
 583 potencial dos primatas com PIs, PIs + USs, e PIs + USs + TIs. (D, E e F) Alcance de metas de
 584 conservação sobrepondo a distribuição real dos primatas com PIs, PIs + USs, PIs + USs + TIs. À
 585 medida que adicionamos as áreas, há um aumento no alcance das metas de conservação dos primatas
 586 ameaçados. (A) Com a distribuição potencial, 5 espécies têm suas metas atingidas quando sobrepostas
 587 apenas com PIs. (D) Com a distribuição real, 8 espécies atingem suas metas quando sobrepostas com
 588 PIs. (B,C e E,F) O mesmo número de táxons têm suas metas atingidas nos cenários UCs + TIs,
 589 considerando-se a distribuição potencial e real respectivamente. Observação: a reta vermelha que
 590 representa a reta parte de 0.7 pois a maior meta calculada em todos os cenários foi de 70%.

591

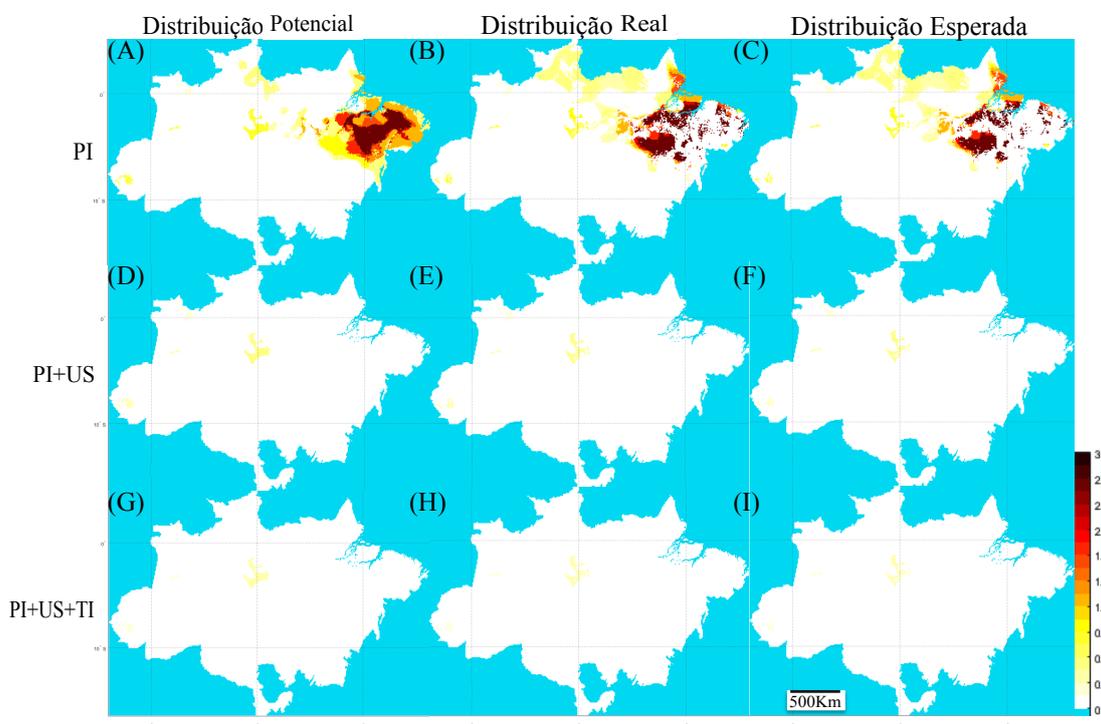


592

593 **Fig. 6.** Comparação entre número de primatas que atingem suas metas de conservação considerando a
 594 distribuição real e esperada. Em todos os gráficos, os pontos representam os táxons estudados, a linha
 595 vermelha representa a meta de conservação em função da área dos primatas. (A,B e C), Alcance de
 596 metas de conservação considerando a sobreposição da distribuição real dos primatas com PIs, PIs +
 597 USs, PIs + USs + TIs. (D, E e F) Alcance de metas de conservação sobrepondo a distribuição
 598 esperada para o futuro dos primatas com PIs, PIs + USs, PIs + USs + TIs. À medida que
 599 adicionamos as áreas, há um aumento no alcance das metas de conservação dos primatas ameaçados.
 600 (A, B, C e D, E, F) Comparando o momento atual com o esperado, o mesmo número de primatas tem
 601 suas metas atingidas nos três cenários de sobreposição. Observação: a reta vermelha que representa a
 602 reta parte de 0.7 pois a maior meta calculada em todos os cenários foi de 70%.

603 A riqueza de primatas ameaçados fora de áreas potencialmente protegidas
 604 diminui quando consideramos cada cenário (PIs, PIs + USs, PIs + USs + TIs)
 605 respectivamente. Ao compararmos os mapas de riqueza, vemos que há uma
 606 diminuição da riqueza (Fig. 7.). Considerando a área original dos primatas, 10 táxons
 607 têm área fora de PIs (Fig. 7. A), 4 fora de PIs + USs (Fig. 7. D), e 2 fora de PIs +USs
 608 + TIs (Fig. 7. G). Considerando a área atual dos primatas, 7 táxons têm área fora de
 609 PIs (Fig. 7. B), 4 fora de PIs + USs (Fig. 7. E), e 2 fora de PIs + USs + TIs (Fig. 7. H).

610 Considerando a área esperada dos primatas, 7 táxons têm área fora de PIs (Fig. 7. C), 4
611 fora de PIs + USs (Fig. 7. F), e 2 fora de PIs + USs + TIs (Fig. 7. I).



612
613 **Fig. 7.** Riqueza de primatas amazônicos ameaçados fora de áreas potencialmente protegidas. À direita
614 e abaixo, o gradiente mostra a riqueza de espécies que varia de 0 a 3 (do branco ao vermelho). (A, B e
615 C) Riqueza de primatas fora de PIs considerando a distribuição potencial, real e esperada para o futuro.
616 (D, E, F) Riqueza de primatas fora de PI e US, considerando a distribuição potencial, real e esperada.
617 Riqueza de primatas fora de UC e TI, considerando a distribuição potencial, real e esperada. A riqueza
618 de primatas fora de áreas potencialmente protegidas diminui à medida que adicionamos áreas
619 potencialmente protegidas sobre a distribuição original, atual e esperada para o futuro.

620 Nossos resultados do cálculo da área potencial, real e esperada, cálculo da
621 meta considerando-se cada uma dessas três áreas, proporção das áreas que é
622 potencialmente protegida por PIs, PIs + USs e PIs + USs + TIs, além da porcentagem
623 da meta atingida por cada táxon em cada cenário avaliado, se encontram de forma
624 detalhada no material suplementar (Tabelas A3, A4 e A5).

625 **4. Discussão**

626 Tanto o desmatamento atual como o desmatamento futuro afetam a
627 distribuição potencial dos Platyrrhini ameaçados na Amazônia, diminuindo as opções

628 espaciais para sua conservação. A análise de lacuna de conservação que apresentamos
629 aqui representa uma visão mais realista da perda de área real e esperada por
630 desmatamento. Como esperado, os primatas perdem maior quantidade de área fora do
631 que dentro de UCs e TIs. Com a diminuição da distribuição, alguns primatas como *L.*
632 *poeppigii*, *C. hosomi* e *S. bicolor*, que são atualmente classificados como VU, EN e
633 CR pelo critério A da UICN respectivamente (Tabela 1), podem tornar-se
634 vulneráveis pelo critério B da UICN (Tabelas A3, A4 e A5) (IUCN, 2012). No entanto
635 um resultado importante é que USs e TIs potencialmente protegeriam mais os
636 primatas do que as PIs (Tabela 3). Além disso a inclusão de TIs como integrante de
637 um sistema de conservação junto com PIs e USs protegeriam maior área de
638 distribuição dessas espécies do que apenas as PIs ou o sistema composto por PIs +
639 USs. Além disso, o número de primatas que têm suas metas atingidas aumenta
640 gradativamente quando consideramos mais áreas potencialmente protegidas, e TIs
641 contribuem para que 13 primatas atinjam sua meta, aumentando mais de 150% em
642 média a proporção da meta atingida por PIs + USs, o que garantiria mais proteção a
643 esses táxons.

644 Grandes áreas de proteção, ou megareservas, são ideais para a que seja
645 possível a conservação de biomas heterogêneos como a Amazônia. Como argumenta
646 Peres (2005), as áreas potencialmente protegidas devem ser suficientemente grandes
647 (maiores que 1 M ha), a ponto de permitir que processos ecológicos em escala de
648 paisagem possam ser mantidos a longo prazo. Áreas de Proteção Integral grandes
649 devem ter um papel especialmente importante para manter espécies mais sensíveis,
650 especialistas de habitat que podem sofrer extinção local mesmo com um baixo nível
651 de impacto ambiental. Espera-se que espécies com essas características tenham se
652 adaptado e evoluído em sistemas com poucas variações ambientais – como a
653 Amazônia – e que, portanto, não tem uma história evolutiva com esse tipo de impacto
654 (Gadelha et al., 2017). Nesse sentido, a implementação de grandes áreas vem
655 crescendo no Brasil. Das áreas potencialmente protegidas atualmente, 80% foram

656 implementadas depois dos anos 2000 (Oliveira et al., 2017), e dessas áreas, as PIs
657 somam cerca de 9,9% do território do da Amazônia (CNUC/MMA, 2017). Apesar
658 disso, quando consideramos a distribuição original dos primatas ameaçados, apenas 5
659 têm sua meta de conservação completamente atingida apenas com PIs (Tabela A4). A
660 conservação de alguns primatas não protegidos por PIs como *A. belzebul*, *C. kaapori*
661 e *C. satanas* é dificultada pois eles ocorrem em áreas fragmentadas como a região do
662 arco do desmatamento e no Centro de Endemismo Belém, local que já perdeu mais de
663 76% de sua cobertura vegetal (Fialho et al., 2015; Almeida & Vieira 2010).
664 Populações de *A. chamek*, por exemplo, não persistem em fragmentos sob pressão de
665 caça (Peres 1990, 1997). Com base em nossas análises, podemos perceber que essas
666 unidades de conservação de PI não são capazes de abranger a distribuição atual de
667 todos dos primatas ameaçados atualmente, e nem no futuro. Mesmo considerando que
668 os modelos de distribuição podem conter falhas, as técnicas utilizadas nesse estudo
669 foram especialmente desenhadas para produzir previsões conservadoras das
670 distribuições das espécies, minimizando erros de sobre-previsão. Sob esse cenário, o
671 resultado de apenas 5 primatas terem suas metas de conservação integralmente
672 atingidas com as PIs deve ser seriamente considerado como uma falha importante do
673 sistema de unidades de conservação para a Amazônia e a necessidade real de se
674 considerar as USs e TIs como alternativas complementares.

675 O número de US na Amazônia se tornou maior do que o de PIs após os anos
676 de 1991 (Peres, 2011), e atualmente as USs ocupam 17,1% do território da Amazônia
677 (CNUC/MMA, 2017). Em nosso estudo a adição de USs proporciona a proteção de 6
678 táxons a mais do que apenas PIs (Tabelas A3), entre elas, espécies que ocorrem no
679 arco do desmatamento como *A. belzebul*, *C. kaapori* e *C. satanas*. Apesar disso, em
680 todos os cenários, nossa análise indica que PI e US não suprem as metas de
681 conservação de *C. hosomi*, *L. poeppigii*, *S.bicolor* e *S. niger*. Mesmo assim, USs
682 contribuem com o aumento das metas atingida de *L. poeppigii* e *S.bicolor* em mais de
683 30%, além de aumentar a meta atingida de *S. niger* em mais de 60%, em todos os

684 cenários avaliados. No entanto *L. poeppigii* é restrito a florestas primárias, e não é
685 tolerante a caça (Ravetta et al., 2015a), *S. niger* sofre com perda e fragmentação de
686 habitat por ocorrer no arco do desmatamento (Almeida & Vieira 2010), e *C. hosomi*
687 não ocorre em US (Alonso, 2015), o que foi corroborado por nossa análise, uma vez
688 que sua meta não se altera pela adição de USs em nenhum dos cenários avaliados
689 (tabelas A3, A4 e A5). O aumento da proporção de espécies cujas metas foram
690 atingida com USs indica que há a necessidade de melhor planejamento na
691 implementação de USs para que possam contribuir com a preservação de primatas
692 ameaçados. Como envolvem um uso e alguma perturbação, é importante avançar no
693 conhecimento sobre a sensibilidade das espécies de primatas a esses pequenos
694 distúrbios de forma a melhor qualificar o papel das USs.

695 As Terras Indígenas somam $\frac{1}{5}$ do território amazônico, e parecem sofrer
696 menos com desmatamento e queimadas do que as USs e PIs (Soares-Filho et al.,
697 2010). Grandes áreas de floresta intacta, como algumas áreas indígenas, além de
698 propiciar a manutenção de uma dinâmica fonte-sumidouro que reabasteça espécies
699 caçadas, ainda são capazes de manter um sub-bosque úmido o suficiente para prevenir
700 a ocorrência de fogo até mesmo em secas prolongadas (Peres, 2005). A adição de TIs
701 em nosso estudo proporciona a proteção de dois táxons a mais do que PIs e USs
702 juntas, sendo esses *C. hosomi* e *S. niger*. Ainda assim, nossas análises mostram que
703 com a adição de TIs, *Lagothrix poeppigii* e *Saguinus bicolor* não atingem suas metas.
704 *L. poeppigii* se restringe a florestas primárias (Stevenson et al. 2008) e sofre pressão
705 de caça em terras indígenas (Ravetta et al., 2015a). Por sua vez, *S. bicolor* ocorre na
706 região de Manaus e no seu entorno e sofre com perda e fragmentação de habitat, com
707 atropelamentos, eletrocussão, ataques de cães, consequentes do crescimento urbano
708 (Vidal et al., 2015; Gordo et al., 2013). Além disso, provavelmente perde área por
709 competição com *Saguinus midas* (Röhe 2006). Apesar da implementação do PAN
710 para a Conservação do Sauim-de-coleira (*Saguinus bicolor*), em 2011, e de 82% de

711 suas metas terem sido atingidas em 2015 (ICMBio, 2017), a espécie não atingiu a
712 meta de conservação do nosso estudo em nenhum dos cenários avaliados.

713 Além de *Lagothrix poeppigii*, vários outros táxons como *A. belzebuth*, *C.*
714 *hosomi*, *C. satanas*, *L. cana cana* e *L. lagothricha*, sofrem pressão de caça por povos
715 indígenas (Ítalo Mourthé et al., 2015; Alonso, 2015; Porto-Carvalho et al., 2015;
716 Ravetta et al., 2015b, Mourthé et al., 2015). A relação dos indígenas com os primatas
717 é dependente de particularidades culturais. Os primatas podem vir a ser considerados
718 como seres sagrados por algumas etnias (Cormier, 2006). Os índios Guajá que vivem
719 no Maranhão, vêm espécies de gênero *Alouatta* spp. como sendo um grupo irmão,
720 criado a partir desses índios. Esse povo indígena usa o conhecimento que têm sobre o
721 comportamento e a ecologia desses animais e, dentro de uma complexa relação social,
722 caçam fêmeas desses primatas para alimentação, e seus filhotes podem conviver entre
723 os índios como familiares e animais de estimação (Cormier, 2002). A partir desse
724 exemplo podemos perceber que é necessário o melhor entendimento da relação dos
725 primatas com os indígenas. As TIs têm um grande potencial em aumentar
726 porcentagem da meta atingida por cada táxon (Tabelas A3, A4 e A5) e podem
727 representar um seguro de conservação considerando a possibilidade de que mudanças
728 climáticas alterem o panorama apresentado nesse trabalho. A dinâmica de uso de
729 recursos pelos indígenas, associada à sua dependência da manutenção da floresta para
730 aquisição de seus recursos poderia suportar a ideia de que as TI seriam capazes de
731 desempenhar esse papel. No entanto, esse argumento se baseia na premissa de que o
732 padrão de uso de recursos dos povos indígenas permanecerá em um nível tecnológico
733 que não prejudicaria a manutenção da floresta. Essa é uma premissa difícil de ser
734 suportada a longo prazo, sendo hoje possível identificar uma aculturação que afasta os
735 indígenas de sua forma de vida original. Mesmo assim, uma grande quantidade de
736 povos indígenas mantém suas tradições de uso de recursos e, portanto, essa é uma
737 possibilidade em aberto. Outra premissa premissa é que o tamanho das populações
738 indígenas não crescerá de forma exagerada. Um maior crescimento dessas populações

739 inevitavelmente geraria uma pressão insustentável sobre os recursos naturais e a
740 consequência seria que o papel das TIs na manutenção da biodiversidade seria
741 comprometido.

742 Nosso trabalho não abrange todas as espécies de primatas da Amazônia,
743 como realizado por Pinto et al. (2014), que assim como nós, constatou a deficiência
744 das PI em representar os primatas, além de reconhecer o grande potencial combinado
745 de UCs e TIs para a conservação do grupo. Nosso foco nos táxons ameaçados se
746 justifica, uma vez que estes têm prioridade em serem conservados, fato que se reflete
747 na existência dos PAN para a conservação desses primatas. O PAN para a
748 Conservação dos Primatas Amazônicos, em vigor desde 1° de dezembro de 2017, visa
749 que esses primatas não estejam mais classificados como ameaçados até o ano de 2023
750 (www.icmbio.gov.br). Alguns objetivos específicos para o alcance dessa meta são;
751 revisão da distribuição geográfica dos primatas, melhor mapeamento de áreas
752 prioritárias e a manutenção do funcionamento das UCs. Os modelos de distribuição
753 produzidos em nosso trabalho, contribuem com os objetivos desse PAN pois indicam
754 possíveis locais com maior chance de ocorrência dos primatas, podendo auxiliar
755 novas expedições que melhorem nosso conhecimento da distribuição dos primatas
756 ameaçados. Além disso, nossas análises mostram que USs e TIs separadamente,
757 potencialmente englobam maior distribuição dos primatas do que PIs. Além disso,
758 como esperado, PIs+USs+TIs proporcionam uma maior abrangência de proteção aos
759 primatas ameaçados. Dessa forma, a conclusão do nosso trabalho contribuir pode vir
760 a otimizar não só a conservação dos primatas, mas também de espécies simpátricas
761 aos táxons estudados. Finalmente, a manutenção de grandes áreas e seus primatas,
762 têm papel importante para a manutenção dos ecossistemas onde vivem (Fuzessy et al.,
763 2017, Cowlishaw e Dunbar, 2000), contribuindo para a conservação do bioma
764 amazônico, e logo, com a conservação da maior biodiversidade do planeta.

765
766

5. Considerações finais

767 Nesse trabalho podemos observar que apesar do Brasil ser um país com uma
768 grande quantidade de áreas potencialmente protegidas, animais raros e com prioridade
769 de conservação como os que estudamos, sofrem uma miríade de ameaças antrópicas.
770 Para melhor delimitarmos as áreas prioritárias para a conservação dos primatas,
771 devemos agora projetar essa análise utilizando modelos de clima para o futuro.
772 Poderíamos assim fazer um prognóstico mais preciso da situação dos primatas a curto
773 e médio prazo, e sugerir alternativas que possam otimizar a manutenção desses.
774 Desde já, algumas ações como a manutenção de uma matriz que permita o trânsito de
775 animais entre fragmentos, atividades de educação ambiental direcionadas à pessoas
776 que convivem com os primatas amazônicos, e a manutenção de primatas até mesmo
777 em cativeiro podem ser implementadas na Amazônia e ajudar na conservação desses
778 animais. Sendo os primatas amazônicos tão diversas diversificados, talvez
779 devêssemos seguir a proposta de Russel Mittermeier, presidente do grupo de
780 especialistas em primatas da IUCN, e promover a observação em campo de primatas,
781 popularizando o grupo e conscientizando as pessoas a respeito de sua importância
782 intrínseca e à manutenção das florestas tropicais, e consequentemente, de nossas
783 próximas gerações.

784

785

786 **Referências**

- 787 Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models:
788 Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Appl. Ecol.* 43, 1223–1232.
789 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.
- 790 Almeida, A.S.; Vieira, I.C.G., 2010. Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e
791 desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. *REU.* 36, 95-111.
- 792 Alonso, A. C. 2015. Avaliação do risco de extinção de *Cacajao hosomi* (Boubli, da Silva, Amado,
793 Herbk, Pontual & Farias, 2008) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna
794 brasileira. ICMBio. [http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7287-mamiferos-cacajao-hosomi-uacari.html/)
795 [conservacao/7287-mamiferos-cacajao-hosomi-uacari.html/](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7287-mamiferos-cacajao-hosomi-uacari.html/) (acesso em 14 de março de 2018).
- 796 Andren, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different
797 proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355–366. <https://doi.org/10.2307/3545823>.
- 798 Araújo, M. B., Pearson, R. G., Thuiller, W., Erhard M., 2005. Validation of species-climate impact
799 models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504-1513. [http://dx.doi.](http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x)
800 [org/10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x).

- 801 Araújo, M. B., Guisan, A., 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of*
802 *Biogeography* 33, 1677–1688. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>.
- 803 Araújo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22,
804 42–7. doi:10.1016/j.tree.2006.09.010.
- 805 Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F.P.L., Santos, B.A., Tabarelli, M., Chazdon, R.,
806 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and
807 differentiation hypotheses. *J. Ecol.* 101, 1449–1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153>.
- 808 Avissar, R., Werth, D., 2005. Global hydroclimatological teleconnections resulting from tropical
809 deforestation. *J. Hydrometeorol.* <https://doi.org/10.1175/JHM406.1>.
- 810 Baccini, A., Goetz, S.J., Walker, W.S., Laporte, N.T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck,
811 P.S.A., Dubayah, R., Friedl, M.A., Samanta, S., Houghton, R.A., 2012. Estimated carbon dioxide
812 emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nat. Clim. Chang.* 2,
813 182–185. <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>.
- 814 Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C.,
815 McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's
816 sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51-57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>.
- 817 Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., Soberón, J.,
818 Villalobos, F., 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and
819 species distribution modeling. *Ecol. Modell.* 222, 1810–1819.
820 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- 821 Bascompte, J. & Solé, R. V., 1996. Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit
822 models. *J. Anim. Ecol.* 65, 465–473.
- 823 Bascompte, J., 2003. Extinction thresholds : insights from simple models. *Ann. Zool. Fenn.* 40, 99-114.
- 824 Boyle, S. A., Lenz, B. B., Gilbert, K. A., Spironello, W. R., Santamaría Gómez, M., Setz, E. Z. F.,
825 Keoroghlian, A., 2013. Primates of the biological dynamics of forest fragments project: a history.
826 In: Marshal, L. K., Chapman C. A., (Eds.), *Primates in fragments: complexity and resilience*.
827 Springer-Verlag., New York, 57-74 pp. doi:10.1007/978-1-4614-8839-2.
- 828 BRASIL. Art 231 da Constituição de1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília,
829 DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.
- 830 Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass
831 extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 144,
832 E6089 – E6096. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>.
- 833 Charity, S., Dudley, N., Oliveira, D. and S. Stolton., 2016. *Living Amazon Report 2016: A regional*
834 *approach to conservation in the Amazon*. WWF Living Amazon Initiative, Brasília and Quito.
- 835 Cormier, L., Urbani, B.. 2008. The Ethnoprimatology of Spider Monkeys (*Ateles* spp.): From Past to
836 Present. In C. Campbell., (Eds.), *Spider monkeys: behaviour, ecology and evolution of the genus*
837 *Ateles*. Cambridge studies in biological and evolutionary anthropology. University Press
838 Cambridge., Cambridge, 377-403 pp. doi: 10. 1017/CBo9780511721915.014
- 839 Cowlshaw, G. & Dunbar, R. I. M., 2000 *Primate conservation biology*. Chicago University Press.
- 840 Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., Mace, G.M., 2011. Beyond predictions:
841 biodiversity conservation in a changing climate. *Science* 332, 53–58.
842 <https://doi.org/10.1126/science.1200303>.

- 843 De Marco Jr P., Nóbrega C. C., de Souza R. A., Neiss U. G., 2015 Modeling the distribution of a rare
844 Amazonian odonate in relation to future deforestation. *Freshwater Science* 34, 1123-1132.
845 <https://doi.org/10.1086/682707>.
- 846 Diniz-Filho, J.A.F., Mauricio Bini, L., Fernando Rangel, T., Loyola, R.D., Hof, C., Nogués-Bravo, D.,
847 Araújo, M.B., 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species
848 turnover under climate change. *Ecography* 32, 897-906. [https://doi.org/10.1111/j.1600-](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x)
849 [0587.2009.06196.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x).
- 850 Duan, R.Y., Kong, X.Q., Huang, M.Y., Fan, W.Y., Wang, Z.G., 2014. The predictive performance and
851 stability of six species distribution models. *PLoS One* 9, e112764.
852 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112764>.
- 853 Dudley, N. (Ed.) 2008. *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland,
854 Switzerland: IUCN. x + 86pp.
- 855 Elith, J., Kearney, M., Phillips, S., 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods Ecol.*
856 *Evol.* 1, 330-342. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x>.
- 857 Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque et al., 2017. Impending
858 extinction crisis of the world ' s primates : why primates matter. *Advance Science* 3, 1-16.
859 <http://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>.
- 860 Fagundes, C. K., Vogt, R. C., & J, P. D. M., 2016. Testing the efficiency of protected areas in the
861 Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions* 22, 123-135.
862 <http://doi.org/10.1111/ddi.12396>.
- 863 Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J.*
864 *Biogeogr.* 40, 1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>.
- 865 Farnsworth, N.R. 1988. Screening of plants for new medicines. Chapter 9. In: Wilson, E.O., (Ed.),
866 *Biodiversity*, National Academy Press, Washington DC.
- 867 Fearnside, P.M., 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira : história , índices e conseqüências.
868 *Megadiversidade* 1, 113-123. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018>.
- 869 Fialho, M.S.; Moura, E.F.; Ravetta, A.L.; Laroque, P.O.; Queiroz, H.L. 2015. Avaliação do risco de
870 extinção de *Cebus kaapori* (Queiroz, 1992) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção
871 da fauna brasileira. ICMBio. [http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7259-mamiferos-cebus-kaapori-cairara.html)
872 [brasileira/lista-de-especies/7259-mamiferos-cebus-kaapori-cairara.html](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7259-mamiferos-cebus-kaapori-cairara.html) (acesso em 14 de março
873 de 2018).
- 874 Flather, C.H., Bevers, M., 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative
875 importance of habitat amount and arrangement. *Am. Nat.* 159, 40-56.
876 <https://doi.org/10.1086/324120>.
- 877 Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, N.Y.
- 878 Franco, J. L. A., Drummond, J. A., 2009. O cuidado da natureza: a fundação brasileira para a
879 conservação da natureza e a experiência conservacionista no Brasil: 1958-1992. In: *Textos de*
880 *História*. 17, 59-84.
- 881 Frederico, R. G., Zuanon, J., De Marco, P., 2017. Amazon protected areas and its ability to protect
882 stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation* 210, 12-19.
883 <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032>.

- 884 Fuzessy, L.F., Janson, C.H., Silveira, F.A.O., 2017. How far do neotropical primates disperse seeds?
885 *Am. J. Primatol.* 79, 1–6. <https://doi.org/10.1002/ajp.22659>.
- 886 Gadelha, J. R., de Andrade Melo, É. R., Silva, M. N. D., Júnior, A. P. S., ; Filgueiras, B. K. C., Pontes,
887 A. R. M., 2017. Habitat heterogeneity as a local and regional-scale driver of primate assemblage
888 structure in northernmost Brazilian Amazonia. *Animal Biology* 67, 263-286.
889 <https://doi.org/10.1163/15707563-00002536>.
- 890 Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A.,
891 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s.
892 *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>.
- 893 Gilpin, M.E., Soulé, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In:
894 Soule, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer,
895 Sunderland, MA, 19–34 pp.
- 896 Gordo, M., Calleia, F.O., Vasconcelos, S.A., Leite, J.J., Ferrari, S. F., 2013. The challenges of survival
897 in a concrete jungle: conservation of the pied tamarin (*Saguinus bicolor*) in the urban landscape
898 of Manaus, Brazil. In: Marsh, L. K. & Chapman, C., (Eds.), *Primates in Fragments*. Springer.
899 New York. 357-370 pp.
- 900 Graham, T.L., Matthews, H.D., Turner, S.E., 2016. A global-scale evaluation of primate exposure and
901 vulnerability to climate change. *Int. J. Primatol.* 37, 158–174. [https://doi.org/10.1007/s10764-](https://doi.org/10.1007/s10764-016-9890-4)
902 [016-9890-4](https://doi.org/10.1007/s10764-016-9890-4).
- 903 Grimaldi, G. 2008. The utility of rhesus monkey (*Macaca mulatta*) and other non-human primate
904 models for preclinical testing of *Leishmania* candidate vaccines - a review. *Memorias Do*
905 *Instituto Oswaldo Cruz* 103, 629-644.
- 906 Grinnell, J., 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34, 427-433.
907 [doi:10.2307/4072271](https://doi.org/10.2307/4072271).
- 908 Groves, C.P., Species concepts and conservation, 2016 In: Wich. S. A., Marshall, A. J., (Eds.), *An*
909 *introduction to primate conservation*. Oxford University Press.
910 <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198703389.003.0004>.
- 911 Guo, Q., Kelly, M., Graham, C. H., 2005. Support vector machines for predicting distribution of
912 Sudden Oak Death in California. *Ecol. Modell.* 182: 75–90.
- 913 Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W., Sykes, M.T., 2006. Methods and
914 uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Prog. Phys. Geogr.* 30,
915 751–777.
- 916 Henein, K., Wegner, J., Merriam, G., 1998. Population effects of landscape model manipulation on two
917 behaviourally different woodland small mammals. *Oikos* 81, 168–186.
- 918 Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species
919 characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29,
920 773–785. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>.
- 921 Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., et al., 2010. The impact of conservation on the status of
922 the world's vertebrates. *Science* 330, 1503-1509. <https://doi.org/10.1126/science.1194442>.
- 923 Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J., 2015.
924 Seven shortfalls that beset large scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology,*
925 *Evolution, and Systematics* 46, 523-549. <http://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>.

- 926 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, Ministério do Meio Ambiente,
927 2018. <http://www.icmbio.gov.br/portal/> (acesso em 3 de março de 2018).
- 928 IPCC. 2014: Summary for Policymakers. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani,
929 E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B.,
930 Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel, T., Minx, J. C., (Eds.), Climate change
931 2014: mitigation of climate change. Contribution of working group iii to the fifth assessment
932 report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press,
933 Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- 934 Ítalo Mourthé, I., Muniz, C.C., Rylands, A.B., 2015. Avaliação do risco de extinção de *Ateles*
935 *belzebuth* (É. GEOFFROY SAINT-HILAIRE, 1806) no Brasil. Processo de avaliação do risco de
936 extinção da fauna brasileira. ICMBio. [http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7189-mamiferos-ateles-belzebuth-macaco-aranha.html)
937 [brasileira/lista-de-especies/7189-mamiferos-ateles-belzebuth-macaco-aranha.html](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7189-mamiferos-ateles-belzebuth-macaco-aranha.html) (acesso em 14
938 de março de 2018).
- 939 IUCN, 2012. IUCN red list categories and criteria: version 3.1. Secon edition. Gland, Switzerland e
940 Cambridge. UK: IUCN iv. + 32 pp.
- 941 IUCN/WCMC. 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland and Cambridge:
942 IUCN.
- 943 Jiménez-Valverde, A., Peterson A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragón, P., Lobo, J. M., 2011. Use
944 of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13, 2785–2797.
- 945 Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for
946 biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15, 237–240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>.
- 947 Lorena, A.C., Jacintho, L.F.O., Siqueira, M.F., Giovanni, R. De, Lohmann, L.G., De Carvalho,
948 A.C.P.L.F., Yamamoto, M., 2010. Comparing machine learning classifiers in potential
949 distribution modelling. *Expert Syst. Appl.* 38, 5268–5275.
950 <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2010.10.031>.
- 951 Marshall, A.J., Wich, S.A., 2016. Some future directions for primate conservation research. *Wich. S.*
952 *A., Marshall, A. J., (Eds.), An introduction to primate conservation. Oxford University*
953 *Press.* doi: 10.1093/acprof:oso/9780198703389.003.0018.
- 954 Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. The ravages of guns, nets and
955 bulldozers. *Nature* 536, 146–145. <https://doi.org/10.1038/536143a>.
- 956 Meine, C., Soulé, M., Noss, R.F., 2006. A mission-driven discipline: the growth of conservation
957 biology. *Conserv. Biol.* 20, 631–651. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x>.
- 958 Mi, C., Huettmann, F., Guo, Y., Han, X., Wen, L., 2017. Why choose random forest to predict rare
959 species distribution with few samples in large undersampled areas? Three asian crane species
960 models provide supporting evidence. *PeerJ* 5, e2849. <https://doi.org/10.7717/peerj.2849>.
- 961 Michael E. Soulé., 1985. What is conservation biology?: a new synthetic discipline addresses the
962 dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems, *BioScience* 35, 727–
963 734. <https://doi.org/10.2307/1310054>.
- 964 Ministério do Meio Ambiente, 2017. [http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/)
965 [ucs/](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/) (acesso em 2 de janeiro de 2017).
- 966 Mittermeier, R. A., Coimbra-Filho, A., 1977. Primate Conservation in Brazilian Amazonia. In:
967 Highness H, S., Bourne, G. H., (Eds.), *Primate Conservation*, Academic Press, New York, San
968 Diego, London. 117-166 pp.

- 969 Mittermeier, R. A., Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A. F., 1988: Systematics: species and subspecies – an
970 update. In Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Coimbra-Filho, A.F. and da Fonseca, G.A.B.,
971 (Eds.), Ecology and behavior of neotropical primates. World Wildlife Fund, Washington D.C.
972 13-75 pp.
- 973 Mittermeier, R.A., Kinzey, W.G., Mast, R.B., 1989. Neotropical primate conservation. *J. Hum. Evol.*
974 18, 597-610. [https://doi.org/10.1016/0047-2484\(89\)90096-1](https://doi.org/10.1016/0047-2484(89)90096-1).
- 975 Muscarella, R., Galante, P.J., Soley-Guardia, M., Boria, R.A., Kass, J.M., Uriarte, M., Anderson, R.P.,
976 2014. ENMeval: an R package for conducting spatially independent evaluations and estimating
977 optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods Ecol. Evol.* 5, 1198–
978 1205. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12261>.
- 979 Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., B., da F.G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots
980 for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- 981 Myers, S.C., 1984. The Capital Structure Puzzle. *J. Finance.* 39, 575-592.
982 <https://doi.org/10.1111/j.1540-6261.1984.tb03646.x>.
- 983 Noltea, C., Agrawala, A., Silviusb, K. M., Soares-Filho B. S., 2013. Governance regime and location
984 influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl.*
985 *Acad. Sci.* 110, 4956–496. [www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073/pnas.1214786110/-](http://www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073/pnas.1214786110/-/DCSupplemental)
986 [/DCSupplemental](http://www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073/pnas.1214786110/-/DCSupplemental).
- 987 Oliveira, U., Soares-Filho, B.S., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., De Carvalho, C.J.B., Silva, D.P.,
988 Rezende, D.T., Leite, F.S.F., Batista, J.A.N., Barbosa, J.P.P.P., Stehmann, J.R., Ascher, J.S., De
989 Vasconcelos, M.F., De Marco, P., Löwenberg-Neto, P., Ferro, V.G., Santos, A.J., 2017.
990 Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Sci. Rep.* 7, 1–9.
991 <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>.
- 992 Paglia, A.P., G.A.B. Fonseca, A.B. Rylands, G. Herrmann, L.M.S. Aguiar, A.G. Chiarello, Y.L.R.
993 Leite, L.P. Costa, S. Siciliano, M.C.M. Kierulff, S.L. Mendes, V.C. Tavares, R.A. Mittermeier
994 and J.L. Patton., 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2ª Edição. Occasional Papers in
995 Conservation Biology 6: 1–76.
- 996 Pearson, R.G. & Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of
997 species: are bioclimatic envelopes useful? *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 12, 361–371.
- 998 Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions
999 from small numbers of occurrence records : a test case using cryptic geckos in Madagascar.
1000 *Journal of Biogeography* 34, 102–117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>.
- 1001 Peres, C.A. & Palacios, E., 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities
1002 in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica*, 39, 304–315.
- 1003 Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological*
1004 *Conservation*, 54: 47-49.
- 1005 Peres, C.A., 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded
1006 forests. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 381-405.
- 1007 Peres, CA and van Roosmalen, M., 2002. Patterns of primate frugivory in Amazonia and the Guianan
1008 shield: implications to the demography of large-seeded plants in overhunted tropical forests. In:
1009 Levey, D., Galetti. M., Silva, W., (Eds.), Frugivory and seed dispersal: ecological, evolutionary
1010 and conservation issues. CABI International, Oxford. 407-423 pp.

- 1011 Peres, Carlos., 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation* 19, 728-733.
1012 <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00691.x>.
- 1013 Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic
1014 distributions. *Ecological Modelling* 190, 231–259.
- 1015 Pinto M. P., Silva-Júnior JdSe, Lima A. Ad., Grelle C. E. V., 2014. Multi-scales analysis of primate
1016 diversity and protected areas at a megadiverse region. *PLoS ONE* 9 e105205.
1017 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105205>.
- 1018 Potapov, P., Hansen, M.C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., Smith, W.,
1019 Zhuravleva, I., Komarova, A., Minnemeyer, S., Esipova, E., 2017. The last frontiers of
1020 wilderness: tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances* 3,
1021 e1600821. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600821>.
- 1022 Proffitt, T., Lunz, L. V., Falótico, T., Ottoni, E. B., De La Torre, I., & Haslam, M., 2016. Wild
1023 monkeys flake stone tools. *Nature* 539, 85-88. <http://doi.org/10.1038/nature20112>.
- 1024 Pyron, R. A., 2017. We don't need to save endangered species. Extinction is part of evolution. The
1025 Washington Post, https://www.washingtonpost.com/outlook/we-dont-need-to-save-endangered-species-extinction-is-part-of-evolution/2017/11/21/57fc5658-cdb4-11e7-a1a3-0d1e45a6de3d_story.html?utm_term=.5fb28902465e/ (acesso em 18 de março de 2018).
- 1028 Rangel T. F., Loyola R. D., 2012. Labeling ecological niche models. *Natureza & Conservação* 10, 119–
1029 126.
- 1030 Raup, D.M., Sepkoski, J.J., 1982. Mass extinctions in the marine fossil record. *Science* 215, 1501–
1031 1503. <https://doi.org/10.1126/science.215.4539.1501>.
- 1032 Ravetta, A. L.; Muniz, C. C.; Rylands, A. B. 2015a. Avaliação do Risco de Extinção de *Lagothrix*
1033 *poepigii* Schinz, 1844 no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira.
1034 ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7192-mamiferos-lagothrix-poepigii-macaco-barrigudo.html>
1035
- 1036 Ravetta, A. L.; Valença-Montenegro, M. M.; Rylands, A. B.; Messias, M. R. 2015b. Avaliação do
1037 Risco de Extinção de *Lagothrix cana cana* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812) no Brasil. Processo
1038 de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio.
1039 <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7193-mamiferos-lagothrix-cana-cana-macaco-barrigudo.html> (acesso em 14 de março de 2018).
1040
- 1041 Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool,
1042 L.D.C., Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffman, M., Long, J., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D.,
1043 Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts,
1044 M.E.J., Xie Y. 2003 Global Gap Analysis: towards a representative network of protected areas.
1045 Conservation International, *Advances in Applied Biodiversity Science* 5.
- 1046 Röhe, F. 2006. Área de contato entre as distribuições geográficas de *Saguinus midas* e *Saguinus*
1047 *bicolor*: a importância de interações e fatores ecológicos. Dissertação (Mestrado em Ecologia).
1048 INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia). 82pp.
- 1049 Rylands, A. B., 2012. Taxonomy of the Neotropical Primates – database. International Union for
1050 Conservation of Nature (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group,
1051 IUCN, Gland.
- 1052 Schapire R. E., 2001. The boosting approach to machine learning an overview. nonlinear estimation
1053 and classification. In: Denison, D. D., Hansen M. H., Holmes, C. C., Mallick. B., Yu. B.,(Eds.),

- 1054 Nonlinear estimation and classification. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-0-](https://doi.org/10.1007/978-0-387-21579-2)
1055 387-21579-2.
- 1056 Schopf, J.W., Kitajima, K., Spicuzza, M.J., Kudryavtsev, A.B., Valley, J.W., 2017. SIMS analyses of
1057 the oldest known assemblage of microfossils document their taxon-correlated carbon isotope
1058 compositions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 53-58. <https://doi.org/10.1073/pnas.1718063115>.
- 1059 Schulze, K., Knights, K., Coad, L., Geldmann, J., Leverington, F., Eassom, A., Marr, M., M Butchart,
1060 S.H., Hockings, M., Burgess, N.D., Katharina Schulze, C., 2017. An assessment of threats to
1061 terrestrial protected areas. *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12435>.
- 1062 Serra, B.D.V., De Marco Jr, P., Nóbrega, C.C., Campos, L.A.O., 2012. Modeling potential
1063 geographical distribution of the wild nests of *Melipona capixaba* Moure & Camargo, 1994
1064 (Hymenoptera, Apidae): conserving isolated populations in mountain habitats. *Nat. Conserv.* 10,
1065 199–206.
- 1066 Silva, D.P., Aguiar, A.J.C., Melo, G.A.R., Anjos-Silva, E.J., De Marco, P., 2013. Amazonian species
1067 within the Cerrado savanna: new records and potential distribution for *Aglae caerulea* (Apidae:
1068 Euglossini). *Apidologie* 44, 673–683. doi:10.1007/s13592-013-0216-7.
- 1069 Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L.,
1070 Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., Maretti, C., 2010. Role of Brazilian Amazon
1071 protected areas in climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 10821-10826.
1072 <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0913048107>.
- 1073 Stevenson, P., Link, A., Di Fiore, A., de la Torre, S. & Boubli, J.-P. 2008. *Lagothrix poeppigii*. The
1074 IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39927A10290256.
1075 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39927A10290256.en>.
- 1076 Stockwell, D. R. B., & Peterson, A. T., 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution
1077 models. *Ecological Modelling* 148, 1–13. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00388-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00388-X).
- 1078 Tanksley, S.D., Mccouch, S.R., 1997. Seed banks and molecular maps: unlocking genetic potential
1079 from the wild. *Science* 277, 1063- 1066. <https://doi.org/10.1126/science.277.5329.1063>.
- 1080 The IUCN Red List of Threatened Species(tm), 2018. <http://www.iucnredlist.org/>(acesso em 22 de
1081 fevereiro de 2017).
- 1082 UNEP-WCMC & IUCN, 2016. Protected Planet Report 2016. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge
1083 UK and Gland, Switzerland.
- 1084 Vidal, M. D., Gordo, M., Röhe, F., 2015. Avaliação do risco de extinção de *Saguinus bicolor* (Spix,
1085 1823) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio.
1086 [http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7232-](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7232-mamiferos-saguinus-bicolor-sauim-de-coleira.html)
1087 [mamiferos-saguinus-bicolor-sauim-de-coleira.html](http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7232-mamiferos-saguinus-bicolor-sauim-de-coleira.html) (acesso em 14 de março de 2018).
- 1088 Walker, W., Baccini, A., Schwartzman, S., Ríos, S., Oliveira-Miranda, M.A., Augusto, C., Ruiz, M.R.,
1089 Arrasco, C.S., Ricardo, B., Smith, R., Meyer, C., Jintiach, J.C., Campos, E.V., 2014. Forest
1090 carbon in Amazonia: the unrecognized contribution of indigenous territories and protected
1091 natural areas. *Carbon Manag.* 5, 479–485. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.990680>.
- 1092 Wallace, Alfred Russel, "On the Monkeys of the Amazon (1852)" (2009). Alfred Russel Wallace
1093 Classic Writings. Paper 3. https://digitalcommons.wku.edu/dlps_fac_arw/3
- 1094 Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Ga uszka, A., Cearreta,
1095 A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D.
1096 d., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J.,

- 1097 Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P., 2016. The Anthropocene is functionally and
 1098 stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351.
 1099 <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>.
- 1100 With, K. a, King, A.W., 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conserv. Biol.*
 1101 13, 314–326. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.013002314.x>.

1102 **Material Suplementar**

1103
 1104 **Tabela A1**

1105 Fonte da informação dos dados de ocorrência das espécies ameaçadas de extinção dos Platyrrhini da
 1106 Amazônia. Os dados vieram de revistas científicas, livros, congressos e dados não publicados do
 1107 Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB).

1108

Espécie	Fonte
<i>Alouatta belzebul</i>	Primate Conservation Revista Nosdestina de Biologia Primates International Journal of Primatology American Journal of Primatology Neotropical Primates A Primatologia no Brasil 3 A Primatologia no Brasil 4 X Congresso Brasileiro de Primatologia XI Congresso Brasileiro de Primatologia XII Congresso Brasileiro de Primatologia 2011, Sumário executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste Biota, Projetos e Consultoria Ambiental Ltda. E CESTE Consórcio Estreito Energia Relatório Técnico Não Publicado 30 UFPA Dissertação de Mestrado
<i>Alouatta discolor</i>	CPB
<i>Ateles belzebuth</i>	CPB
<i>Ateles chameck</i>	CPB Primates
<i>Ateles marginatus</i>	CPB
<i>Cacajao hosomi</i>	CPB
<i>Cebus kaapori</i>	CPB
<i>Chiropotes satanas</i>	CPB
<i>Chiropotes utahickae</i>	CPB
<i>Lagothrix cana cana</i>	CPB
<i>Lagothrix lagothricha</i>	CPB

<i>Lagothrix poeppigii</i>	CPB
<i>Mico rondoni</i>	CPB
<i>Saguinus bicolor</i>	CPB
<i>Saguinus niger</i>	CPB

1109

1110 **Tabela A2**

1111 Avaliação dos modelos produzidos nesse trabalho. Todos os valores de AUC são superiores a 0,95, e
 1112 portanto categorizam os modelos como tendo um bom desempenho.

Táxons	N	AUC	Limiar ROC	TSS do ROC
<i>Alouatta belzebul</i>	138	0,964	0,170	0,880
<i>Alouatta discolor</i>	67	0,985	0,594	0,920
<i>Ateles belzebuth</i>	14	0,998	0,655	0,992
<i>Ateles chamek</i>	91	0,957	0,237	0,817
<i>Ateles marginatus</i>	60	0,987	0,558	0,933
<i>Cacajao hosomi</i>	21	1,000	0,630	0,999
<i>Cebus kaapori</i>	49	0,989	0,471	0,955
<i>Chiropotes satanas</i>	51	0,986	0,161	0,938
<i>Chiropotes utahickae</i>	37	0,986	0,572	0,921
<i>Lagothrix cana</i>	27	0,958	0,356	0,892
<i>Lagothrix lagothricha</i>	6	0,990	0,453	0,963
<i>Lagothrix poeppigii</i>	10	0,999	0,873	0,999
<i>Mico rondoni</i>	24	0,989	0,585	0,972
<i>Saguinus bicolor</i>	20	1,000	0,496	0,998
<i>Saguinus niger</i>	25	0,988	0,637	0,938

1113

1114

1115

1116

1117

1118

1119 **Tabela A3**

1120 Resultados relacionados à distribuição potencial dos primatas amazônicos ameaçados. Números em vermelho representam valores abaixo de 100% da meta atingida em cada
 1121 cenário testado. A proporção da área potencial protegida aumenta com a adição de USs e de TIs. A proporção da meta atingida por cada primata também cresce com a adição
 1122 de USs e TIs.

Táxons	Distribuição Potencial (Km ²)	Meta (%)	Proporção da Distribuição Potencial em PIs	Proporção da Distribuição Potencial em PIs+USs	Proporção da Distribuição Potencial em PIs+USs+TIs	Proporção da Meta atingida com PIs	Proporção da Meta atingida com PIs+USs	Proporção da Meta atingida com PIs+USs+TIs
<i>Alouatta belzebul</i>	985.806,00	0,10	0,09	0,27	0,43	0,91	2,67	4,31
<i>Alouatta discolor</i>	446.856,15	0,10	0,15	0,31	0,58	1,47	3,10	5,83
<i>Ateles belzebuth</i>	113.940,76	0,23	0,30	0,54	0,63	1,31	2,35	2,74
	1.386.699,3							
<i>Ateles chamek</i>	2	0,10	0,09	0,25	0,51	0,90	2,52	5,05
<i>Ateles marginatus</i>	375.097,00	0,10	0,17	0,34	0,64	1,66	3,44	6,35
<i>Cacajao hosomi</i>	6.302,03	0,70	0,56	0,56	0,85	0,80	0,80	1,22
<i>Cebus kaapori</i>	310.648,21	0,10	0,02	0,14	0,20	0,16	1,45	2,00
<i>Chiropotes satanas</i>	561.133,01	0,10	0,04	0,21	0,33	0,44	2,14	3,30
<i>Chiropotes utahickae</i>	354.090,22	0,10	0,05	0,16	0,36	0,54	1,58	3,58
	1.292.336,8							
<i>Lagothrix cana</i>	8	0,10	0,09	0,28	0,51	0,93	2,84	5,06
<i>Lagothrix lagothricha</i>	351.569,41	0,10	0,15	0,30	0,62	1,48	2,97	6,17
<i>Lagothrix poeppigii</i>	9.495,06	0,63	0,17	0,39	0,49	0,27	0,61	0,77
<i>Mico rondoni</i>	326.109,20	0,10	0,21	0,38	0,55	2,12	3,79	5,51
<i>Saguinus bicolor</i>	28.401,16	0,45	0,04	0,20	0,27	0,10	0,43	0,59
<i>Saguinus niger</i>	206.874,73	0,13	0,01	0,11	0,24	0,10	0,86	1,81

1123 **Tabela A4**

1124 Resultados relacionados à distribuição real dos primatas amazônicos ameaçados. Números em vermelho representam valores abaixo de 100% da meta atingida em cada
 1125 cenário testado. A proporção da área real protegida aumenta com a adição de USs e de TIs. A proporção da meta atingida por cada primata também cresce com a adição de
 1126 USs e TIs.

Táxons	Distribuição Real (Km ²)	Meta (%)	Proporção da Distribuição Real em PIs	Proporção da Distribuição Real em PIs+USs	Proporção da Distribuição Real em PIs+USs+TIs	Proporção da Meta atingida com PIs	Proporção da Meta atingida com PIs+USs	Proporção da Meta atingida com PIs+USs+TIs
<i>Alouatta belzebul</i>	571.720,43	0,10	0,15	0,39	0,65	1,50	3,93	6,54
<i>Alouatta discolor</i>	312.916,94	0,10	0,20	0,40	0,77	2,01	3,99	7,67
<i>Ateles belzebuth</i>	112.680,35	0,23	0,30	0,54	0,63	1,30	2,34	2,74
<i>Ateles chamek</i>	1.142.768,64	0,10	0,11	0,29	0,59	1,06	2,89	5,88
<i>Ateles marginatus</i>	286.280,35	0,10	0,21	0,40	0,77	2,10	4,02	7,66
<i>Cacajao hosomi</i>	6.302,03	0,70	0,56	0,56	0,85	0,80	0,80	1,22
<i>Cebus kaapori</i>	91.253,44	0,26	0,03	0,32	0,44	0,13	1,20	1,68
<i>Chiropotes satanas</i>	225.528,75	0,12	0,10	0,39	0,63	0,82	3,34	5,40
<i>Chiropotes utahickae</i>	177.969,41	0,16	0,10	0,27	0,61	0,66	1,71	3,95
<i>Lagothrix cana</i>	997.233,69	0,10	0,12	0,34	0,61	1,16	3,37	6,13
<i>Lagothrix lagothricha</i>	349.636,79	0,10	0,15	0,30	0,62	1,49	2,99	6,19
<i>Lagothrix poeppigii</i>	7.394,39	0,67	0,22	0,45	0,57	0,32	0,67	0,84
<i>Mico rondoni</i>	210.739,98	0,13	0,32	0,54	0,78	2,47	4,20	6,08
<i>Saguinus bicolor</i>	21.174,83	0,50	0,06	0,25	0,33	0,12	0,49	0,66
<i>Saguinus niger</i>	65.877,25	0,32	0,02	0,24	0,54	0,06	0,76	1,70

1127

1128

1129 **Tabela A5**

1130 Resultados relacionados à distribuição esperada para o futuro dos primatas amazônicos ameaçados. Números em vermelho representam valores abaixo de 100% da meta
 1131 atingida em cada cenário testado. A proporção da área esperada protegida aumenta com a adição de USs e de TIs. A proporção da meta atingida por cada primata também
 1132 cresce com a adoção de USs e TIs.

1133

Táxons	Distribuição Esperada (Km ²)	Meta (%)	Proporção da Distribuição Esperada em PIs	Proporção da Distribuição Esperada em PIs+USs	Proporção da Distribuição Esperada em PIs+USs+TIs	Proporção da Meta atingida com PIs	Proporção da Meta atingida com PIs+USs	Proporção da Meta atingida com PIs+USs+TIs
<i>Alouatta belzebul</i>	502.818,20	0,10	0,17	0,41	0,70	1,67	4,15	6,95
<i>Alouatta discolor</i>	279.306,10	0,10	0,21	0,40	0,80	2,10	3,98	7,96
<i>Ateles belzebuth</i>	111.924,10	0,23	0,30	0,54	0,63	1,30	2,34	2,73
<i>Ateles chamek</i>	1.070.421,30	0,10	0,11	0,30	0,60	1,09	2,96	6,03
<i>Ateles marginatus</i>	257.627,11	0,10	0,22	0,40	0,79	2,16	4,02	7,91
<i>Cacajao hosomi</i>	6.133,98	0,70	0,58	0,58	0,86	0,82	0,82	1,23
<i>Cebus kaapori</i>	64.532,82	0,32	0,04	0,35	0,49	0,13	1,10	1,51
<i>Chiropotes satanas</i>	178.977,73	0,15	0,11	0,42	0,69	0,73	2,71	4,45
<i>Chiropotes utahickae</i>	149.568,25	0,18	0,12	0,28	0,66	0,64	1,54	3,61
<i>Lagothrix cana</i>	907.324,69	0,10	0,12	0,34	0,63	1,19	3,43	6,32
<i>Lagothrix lagothricha</i>	346.191,67	0,10	0,15	0,30	0,62	1,50	3,00	6,21
<i>Lagothrix poeppigii</i>	6.302,03	0,70	0,21	0,43	0,55	0,30	0,61	0,78
<i>Mico rondoni</i>	186.624,20	0,15	0,34	0,57	0,82	2,30	3,84	5,55
<i>Saguinus bicolor</i>	18.485,96	0,52	0,07	0,27	0,36	0,13	0,52	0,69
<i>Saguinus niger</i>	46.382,96	0,37	0,02	0,26	0,62	0,05	0,71	1,65

1134