



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação



Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical

Mestrado e Doutorado

UNIFAP / EMBRAPA-AP / IEPA / CI-Brasil

SAULO MENESES SILVESTRE DE SOUSA

Conservação do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá: Pressão de caça
e preditores de ocorrência da espécie em manchas florestais

MACAPÁ, AP

2020

SAULO MENESES SILVESTRE DE SOUSA

Conservação do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá: Pressão de caça e preditores
de ocorrência da espécie em manchas florestais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO) da Universidade Federal do Amapá, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Dr. José Julio de Toledo

Co-Orientador: Dr. Renato Richard
Hilário

MACAPÁ, AP

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá
Elaborada por Cristina Fernandes – CRB-2/1569

Sousa, Saulo Meneses Silvestre.

Conservação do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá: pressão de caça e preditores de ocorrência da espécie em manchas florestais. / Saulo Meneses Silvestre Sousa; orientador, José Julio de Toledo; co-orientador, Renato Richard Hilário. – Macapá, 2020.

108 f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Amapá, Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia.

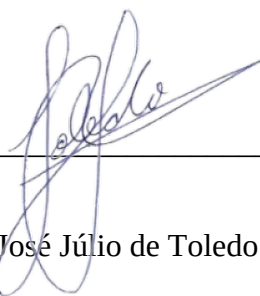
1. Guariba-de-mãos-ruivas. 2. Vida selvagem - Conservação. 3. Conservação - Estudo - Amapá. 4. Savanas. I. Toledo, José Julio de, orientador. II. Hilário, Renato Richard, co-orientador. III. Fundação Universidade Federal do Amapá. IV. Título.

333.950981 S725c

CDD. 22 ed.

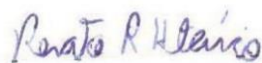
SAULO MENESES SILVESTRE DE SOUSA

Conservação do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá: Pressão de caça e preditores
de ocorrência da espécie em manchas florestais



Dr. José Júlio de Toledo

UNIFAP



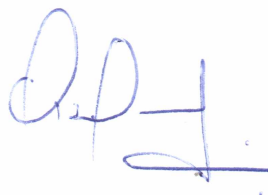
Dr. Renato Richard Hilário

UNIFAP



Dra. Karen Mustin

UFPel



Dra. Cláudia Regina da Silva

IEPA



Dra. Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha

UNIFAP



Dr. André Luis Ravetta

Museu Paraense Emílio Goeldi

Aprovada em 17 de dezembro de 2020, Macapá, AP, Brasil

Eu dedico este trabalho às pessoas do interior do Amapá, que ao longo dos últimos quatro anos, me deram inúmeras demonstrações de gentileza, humildade e sensibilidade. Eu espero que a minha passagem por aqui, assim como este trabalho – que elas me ajudaram a construir –, tenham um impacto positivo sobre as suas vidas, assim como elas tiveram sobre a minha.

AGRADECIMENTOS

Os últimos quatro anos foram muito especiais para mim. Eu vivi uma quantidade enorme de novas experiências e enfrentei diversos e novos desafios – alguns dos quais não consegui vencer. Foi um período de intenso aprendizado em várias dimensões da minha vida. Ao escrever esta sessão da minha tese na sala de estar da casa de pessoas que até 2016 eu sequer conhecia, eu preciso reconhecer a extrema importância que amigos e a minha família tiveram para mim nessa jornada.

Agradeço aos amigos Yasmin Vasconcelos, Rayane Sodré, Valdelícer Silva, Jamille Correa, Lorena Antunes, Samara Cirilo, Felipe Todeschini, Victor Chuma, Jéssica Vilhena, Maria Costa, Lúcio Trujillo, William de Carvalho e Karen Mustin por todo o carinho. Vocês, cada um a sua maneira, me apoiaram, me incentivaram e me inspiraram ao longo desses anos. Obrigado.

Agradeço aos amigos que fiz através do Jiu Jitsu, especialmente à Vanessa Medeiros, Dick, Maria Eduarda, Maria Aparecida e família, que se tornaram também a minha família adotiva aqui no estado.

Agradeço aos amigos que trouxe comigo de outros períodos da minha vida, Marina de Carvalho, Paulo Santana, Amanda Santos, Grazielli Santos, Marília Gabriela, Júlia Vasconcelos, Ana Beatriz Ligo e Viviane Moura. Obrigado pelo carinho e apoio de vocês apesar da distância.

Também agradeço aos meus orientadores, Júlio e Renato. Vocês foram orientadores excepcionais. Obrigado pela dedicação e acolhimento. Sempre serei grato pelas portas que vocês abriram para mim e por todo apoio que me deram ao longo dos últimos anos.

Agradeço à CAPES, pela bolsa, sem a qual eu não teria tido a possibilidade de fazer o curso de doutorado. Ao CLP e à Fundação Rufford, por financiarem a pesquisa que compõe esta tese. E também às pessoas das comunidades rurais das savanas do Amapá que me ajudaram a construir a base de dados sobre a qual esta tese se sustenta. Sem a contribuição dessas instituições e pessoas, este trabalho não existiria.

Por último e mais importante, obrigado mãe, por todo o seu amor e apoio.

Incerto do que procurava, ele encheu a sua bolsa do que foi encontrando pelo caminho. O entulho acumulado pesava, tornando-se cada vez mais difícil de se carregar. Refém do apego à posse e do medo de uma bolsa vazia, ele eventualmente parou. Abriu mão do potencial do desconhecido por medo de perder o que nunca desejou. Viveu então assim, preso ao entulho, acumulando conquistas que nunca almejou.

RESUMO

Silvestre, Saulo Meneses. Conservação do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá: Pressão de caça e preditores de ocorrência da espécie em manchas florestais. Macapá, 2020. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

O guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul*, é um primata ameaçado principalmente pela perda de habitat e caça. A espécie ocorre na Mata Atlântica e na Amazônia. Entretanto, o grau de devastação da Mata Atlântica e o avanço do desmatamento na região de ocorrência da espécie na Amazônia, ao Sul do rio Amazonas, tornam o Amapá – estado mais protegido da Amazônia brasileira – um refúgio para esse primata. Contudo, pouco se sabe sobre *A. belzebul* no Amapá, além da sua região de ocorrência, que coincide com a área mais populosa e menos protegida do estado. Boa parte dessa região é composta por áreas de savanas, que têm sido ameaçadas pela expansão de plantações de soja e onde diversas comunidades rurais praticam caça de subsistência. Este trabalho caracterizou a caça de subsistência nas comunidades rurais da região de ocorrência de *A. belzebul* nas savanas do Amapá, assim como a influência de características da vegetação sobre a ocorrência desse primata nas manchas florestais da região. Nós usamos dados de entrevistas e do monitoramento da caça de moradores da região para criar uma lista das espécies caçadas, estimar a importância relativa de cada espécie, e investigar a influência de variáveis ambientais e socioeconômicas sobre as atividades e perfis de caça nas comunidades locais. Também levantamos a ocorrência de *A. belzebul* em manchas de floresta através de entrevistas confirmadas por playback, e amostramos a estrutura da vegetação e tamanho das manchas para avaliar o efeito dessas variáveis sobre a ocorrência desse primata. A cobertura de floresta tem um efeito positivo sobre a prevalência de caçadores e a caça é mais frequente perto de centros urbanos e longe de rios. Isso sugere que o acesso a fontes alternativas de proteína animal tende a reduzir a frequência de caça, enquanto a demanda por carne de caça vindas de centros urbanos tem o efeito oposto. Apesar de uma riqueza alta de espécies serem caçadas na região, a caça de subsistência local é concentrada em poucas espécies – cinco espécies representam ~53% dos animais caçados. Embora *A. belzebul* seja o primata mais caçado da região (48% dos registros), primatas são um alvo secundário de caça, representando ~5% do total de animais caçados. Assim, programas de

educação ambiental podem ter sucesso em redirecionar a caça de *A. belzebul* para alvos mais resilientes e apreciados na região. A probabilidade de ocorrência de *A. belzebul* em manchas de floresta tem uma relação positiva com a área da mancha e com a densidade de palmeiras de áreas alagadas, o que é importante para a seleção de áreas para proteção. A criação de áreas protegidas tem o potencial de proteger as populações de *A. belzebul*, assim como de aumentar a resiliência de populações de outras espécies caçadas, o que potencializaria a sustentabilidade da caça na região.

Palavras-chave: *Alouatta belzebul*; caça; Savana amazônica; habitat; Amazônia.

ABSTRACT

Silvestre, Saulo Meneses. Conservação do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá: Pressão de caça e preditores de ocorrência da espécie em manchas florestais. Macapá, 2020. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

The red-handed howler, *Alouatta belzebul*, is a threatened Brazilian primate, mainly by habitat loss and hunting. The species occurs in the Atlantic Forest and the Amazon. The degree of fragmentation of the Atlantic Forest and the advance of deforestation in the region where the species occurs in the Amazon south of the Amazon River make Amapá – the most protected Brazilian state - a refuge for this primate. However, little is known about *A. belzebul* in Amapá, besides that its occurrence coincides with the most populous and least protected region of the state. Amazonian savannas constitute much of this region, which are threatened by the expansion of soy plantations and subjected to subsistence hunting by several rural communities. We assessed subsistence hunting in rural communities in the region of occurrence of *A. belzebul* in the savannas of Amapá and the influence of vegetation characteristics on its occurrence in forest patches. We used data from interviews and hunting activities of locals to list the hunted species, estimate their relative importance, and assess the influence of environmental and socioeconomic variables on the hunting profiles and activities in local communities. We surveyed the occurrence of *A. belzebul* in forest patches through interviews confirmed by playback, and we sampled the vegetation structure and forest area to assess the effect of these variables on the occurrence of this primate. Forest cover positively affects the prevalence of hunters, and hunting is more frequent near urban centers and away from rivers. These relationships suggest that access to alternative sources of animal protein tends to reduce the frequency of hunting, while the demand for game meat from urban centers has the opposite effect. Although a high species richness is hunted in the region, local subsistence hunting is concentrated in a few species - five species represent ~53% of the hunted animals. *Alouatta belzebul* is the most hunted primate in the region (48% of records), but primates are a secondary target, representing ~5% of the hunted animals. Thus, environmental education programs can be efficient in redirecting hunting to more resilient and popular targets in the region. The probability of occurrence of *A. belzebul* in forest patches is

positively related to the patch area and the density of flooded area palms. This is important for the selection of protected areas. The creation of protected areas has the potential to protect *A. belzebul* and to simultaneously increase the resilience of populations of other species hunted, which would enhance the sustainability of hunting in the region.

Keywords: *Alouatta belzebul*; hunting; Amazonian savanna; habitat; Amazon.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- FIG 1.** The south-eastern Cerrado of Amapá, an Amazonian savannah complex in Brazil, showing the study area where we interviewed 68 households to assess hunting activities and socioeconomic parameters.....36
- FIG 2.** Socioeconomic and spatial drivers of hunting in the south-eastern Cerrado of Amapá, Amapá, Brazil. (a) Relationship between proportion of households with hunters and forest cover within a 5 km radius buffer, as described by a quasi-generalized linear model, with binomial distribution, and the 95% confidence interval in dark grey. Relationships between estimated mean number of hunting trips per month and (b) forest cover within 5 km buffer, (c) river length within 5 km buffer, (d) distance to the nearest urban centre, (e) log per capita monthly income, and (f) age of hunter, as described by a zero-inflated negative binomial model.41

CAPÍTULO 2

- Figura 1.** Distribuição dos 39 caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá que forneceram informações sobre suas atividades de caça através de calendários de caça, entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019. 50
- Figura 2.** Histogramas das distâncias lineares estimadas pelos caçadores de suas residências até o local de cada caçada (excursão) e abate (cada animal morto) registrados por caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá, Brasil. As linhas verticais azuis indicam as medianas das distâncias registradas em cada gráfico. 52
- Figura 3.** Riqueza observada e estimada (números de Hill, $q = 0$) de espécies caçadas de modo geral (a e b) e separada por grupo taxonômico (c e d). Gráficos construídos a partir de entrevistas – (a) e (c) – e a partir dos registros de caça no monitoramento de 352 caçadores-meses (calendários completos e incompletos; 157 caçadores-meses com algum registro de caça) – (b) e (d) – nas savanas do Amapá, Brasil. 57
- Figura 4.** Valores de (a) biomassa total, (b) riqueza de espécies, e (c) número de animais caçados durante 12 meses de monitoramento de 23 caçadores (calendários completos) de comunidades rurais e a precipitação mensal média nas savanas do Amapá, Brasil. 58
- Figura 5.** Ordenação do número de animais caçados por 21 caçadores (calendários completos perfeitos) em comunidades rurais das savanas do Amapá entre Fevereiro de 2018 e Janeiro de

2019, separados por espécie e mês do ano. Os meses da estação seca estão destacados pelo retângulo laranja. 61

Figura 6. Cargas por espécie do primeiro e segundo eixos do modelo da CCA incluindo cobertura de floresta, comprimento de rios, distância para o centro urbano mais próximo renda mensal per capita e idade dos caçadores. 64

Figura 7. Efeito (a) da cobertura de floresta e (b) do comprimento de rios sobre a biomassa e (c) da cobertura de floresta sobre a riqueza de espécies dos animais caçados por caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá ao longo de 12 meses de monitoramento. 65

CAPÍTULO 3

Figure 1. Study region and the location of 38 forest patches where potential predictors of the occurrence of *Alouatta belzebul* were assessed, in the Southeast portion of the savannas of Amapá, northern Brazil. 85

Figure 2. Logistic models of the effect of (a) area and (b) palm density (*Euterpe oleracea*, *Mauritia flexuosa*, and *Mauritiella armata*) on the probability of *Alouatta belzebul* occurring in forest patches in an Amazonian savanna. 91

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Table 1.** Summary of the variables used on the regression models to assess the socioeconomic and spatial drivers hunting prevalence and frequency in the south-eastern region of the Cerrado of Amapá, in the state of Amapá, Brazil.40
- Table 2.** Count model coefficients of the zero-inflated negative binomial model assessing the drivers of hunting frequency in the Cerrado of Amapá, Amapá, Brazil.40

CAPÍTULO 2

- Tabela 1.** Qualidade das informações fornecidas por caçadores locais de comunidades rurais das savanas do Amapá no projeto de monitoramento de caça entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019.52
- Tabela 2.** Riqueza de espécies (observada e estimada através de números de Hill) dos vertebrados caçados para alimentação nas savanas do Amapá, de acordo com entrevistas com 40 caçadores locais e de acordo com os registros de animais caçados durante o monitoramento de 39 caçadores locais durante 352 caçadores-meses (calendários completos e incompletos; 157 com algum registro de caça). LCL: Limite inferior do intervalo de confiança de 95%. UCL: Limite superior do intervalo de confiança de 95%.....56
- Tabela 3.** Significância e índices de correlação de Pearson entre precipitação e riqueza de espécies; biomassa total; e número de animais caçados mensalmente por 23 caçadores (calendários completos) ao longo de 12 meses de monitoramento em comunidades rurais das savanas do Amapá, considerando lags de 0 a 2 meses entre os valores de precipitação e os valores de caça.....58
- Tabela 4.** Composição por classe do número e da biomassa total de animais caçados para alimentação por 23 moradores (calendários completos) de comunidades rurais das savanas do Amapá ao longo de 12 meses de monitoramento, entre Fevereiro de 2018 e Janeiro de 2019.59
- Tabela 5.** Testes de uniformidade de Rayleigh aplicados à abundância de animais caçados para alimentação por 23 caçadores ao longo de 12 meses de monitoramento – fevereiro de 2018 a janeiro de 2019 – nas savanas do Amapá.60
- Tabela 6.** Ranque das espécies de caça mais importantes para alimentação de comunidades rurais das savanas do Amapá, organizadas por número de registros de animais caçados e por biomassa total coletada de uma amostra de 315 caçadores-meses, de 33 caçadores

(calendários completos e incompletos) monitorados entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019.61

Tabela 7. Coeficientes de correlação entre variáveis independentes e os dois primeiros eixos da Análise Canônica de Correspondência avaliando o efeito de variáveis ambientais e socioeconômicas sobre a composição de espécies caçadas por moradores de comunidades rurais das savanas do Amapá, Brasil.63

Tabela 8. Coeficientes dos melhores modelos de regressão linear para os efeitos de variáveis socioeconômicas e ambientais sobre (1) a riqueza de espécies caçadas e (2) a biomassa total de animais caçados por caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá ao longo de 12 meses de monitoramento.65

Tabela S 1. Espécies de vertebrados caçadas para alimentação da região sudeste das savanas do Amapá, seguindo indicações em entrevistas com 40 caçadores das comunidades rurais e registros de animais caçados por 36 caçadores locais (calendários completos, incompletos e oportunistas) entre Fevereiro de 2018 e Janeiro de 2019. A coluna Indicações mostra o número de indicações de cada táxon como alvo de caça pelos entrevistados e a coluna Registros mostra o número de animais caçados registrados no programa de monitoramento.

106

CAPÍTULO 3

Table 1. Summary of the values of the predictor variables used in a logistic regression model to assess drivers of the probability of occurrence of *Alouatta belzebul* in forest patches (n=38).88

Table 2. Pearson correlation coefficients between parameters of 38* forest patches in the savannas of Amapá. Significant (< 0.05) correlation coefficients are in bold.89

Table 3. Comparison of the five best (lowest AICc) models to predict the probability of occurrence of *A. belzebul* in forest patches in Amazonian savannas.91

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	19
<i>O guariba-de-mãos-ruivas e o papel do estado do Amapá na sua conservação</i>	<i>19</i>
<i>Aspectos ecológicos do guariba-de-mãos-ruivas</i>	<i>20</i>
<i>A caça e a conservação do guariba-de-mãos-ruivas</i>	<i>22</i>
HIPÓTESES	23
OBJETIVOS	27
REFERÊNCIAS	28
CAPÍTULO 1 – Determinantes da caça nas savanas do Amapá	32
Abstract	33
INTRODUCTION	34
METHODS.....	35
<i>Study area</i>	<i>35</i>
<i>Sampling design.....</i>	<i>36</i>
<i>Interviews</i>	<i>37</i>
<i>Variables</i>	<i>38</i>
<i>Data analyses</i>	<i>38</i>
RESULTS.....	39
DISCUSSION.....	42
<i>Spatial and socioeconomic drivers of hunting</i>	<i>42</i>
<i>Implications for conservation</i>	<i>43</i>
REFERENCES	45
CAPÍTULO 2 – PADRÕES LOCAIS DE CAÇA NA REGIÃO DE OCORRÊNCIA DO GUARIBA-DE-MÃOS-RUIVAS NAS SAVANAS DO AMAPÁ.....	47
Resumo	47
INTRODUÇÃO	48
MÉTODOS.....	49
<i>Área de estudo.....</i>	<i>49</i>
<i>Coleta de dados</i>	<i>50</i>
<i>Análises de dados.....</i>	<i>52</i>
RESULTADOS	55
<i>Listas de espécies consumidas – comparando entrevistas e calendários de caça</i>	<i>55</i>
<i>Padrões de caça ao longo do ano</i>	<i>57</i>

<i>Consumo de primatas</i>	<i>62</i>
<i>Influência de características ambientais e socioeconômicas sobre os padrões de caça</i>	<i>62</i>
DISCUSSÃO	65
<i>Espécies caçadas.....</i>	<i>66</i>
<i>Padrões de caça e seus determinantes ambientais e socioeconômicos.....</i>	<i>67</i>
<i>Pressão de caça sobre o guariba-de-mãos-ruivas</i>	<i>70</i>
<i>Recomendações – em busca da sustentabilidade da caça nas savanas do Amapá</i>	<i>71</i>
CONCLUSÕES.....	73
REFERÊNCIAS	75
CAPÍTULO 3 – Influência da estrutura da vegetação sobre a ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas em manchas florestais nas savanas do Amapá.....	80
Abstract	81
INTRODUCTION	82
METHODS.....	84
<i>Ethics statement.....</i>	<i>84</i>
<i>Study region</i>	<i>84</i>
<i>Selection of forest patches</i>	<i>85</i>
<i>Sampling of forest patches</i>	<i>86</i>
<i>Data analysis.....</i>	<i>88</i>
RESULTS.....	90
DISCUSSION.....	91
<i>Vegetation structure</i>	<i>92</i>
<i>Patch attributes</i>	<i>92</i>
<i>Flooded area palms</i>	<i>93</i>
<i>Implications for conservation</i>	<i>95</i>
REFERENCES	96
CONCLUSÕES GERAIS	102
APÊNDICE 1 – Questionário sobre consumo e atividade de caça.....	105
APÊNDICE 2 – Lista de alvos de caça	106

INTRODUÇÃO GERAL

O guariba-de-mãos-ruivas e o papel do estado do Amapá na sua conservação

A superexploração de espécies e os impactos causados por atividades agrícolas são as maiores e mais imediatas ameaças à conservação da biodiversidade global (Maxwell et al. 2016). Os impactos na biodiversidade decorrentes dessas atividades podem ser observados em vários grupos taxonômicos. Entre os primatas, cerca de duas a cada três espécies correm risco de extinção e dez das 16 famílias existentes são compostas por pelo menos 50% de espécies ameaçadas (Estrada et al. 2017). Na região Neotropical, a família Atelidae – que inclui os gêneros *Ateles*, *Brachyteles*, *Lagothrix* e *Alouatta* – possui a maior porcentagem de espécies ameaçadas de extinção, ~70% (Estrada et al. 2017).

Os atelídeos são os maiores primatas neotropicais (Ford and Davis 1992) e por isso, são alvos preferenciais de caça (Stafford et al. 2017). O gênero *Alouatta* apresenta a mais ampla distribuição geográfica entre os primatas neotropicais (Hirsch et al. 2002, Di Fiore et al. 2011) e, entre os Atelídeos, é o mais frequentemente registrado em perfis de caça de comunidades rurais (Stafford et al. 2017). Das 11 espécies do gênero avaliadas pela IUCN, quatro estão ameaçadas de extinção e sete apresentam populações em declínio (IUCN 2020). Entre as espécies ameaçadas, encontra-se o guariba-de-mãos-ruivas (*Alouatta belzebul*) (Montenegro et al. 2019).

Alouatta belzebul é um primata endêmico do Brasil, com uma distribuição geográfica disjunta representada por dois polígonos: no leste do bioma Amazônico, abrangendo os estados do Amapá, Maranhão, Pará, Tocantins e Mato Grosso; e na Mata Atlântica, abrangendo os estados de Alagoas, Paraíba, Pernambuco, e Rio Grande do Norte (Silva Jr. et al. 2008, Montenegro et al. 2019). Levando em conta o alto grau de degradação e ameaça observados na Mata Atlântica, onde a espécie está presente em menos de 20 pequenos fragmentos (Montenegro et al. 2019), as populações de *A. belzebul* na região amazônica podem representar a melhor chance de sobrevivência da espécie na natureza a longo prazo.

A distribuição do guariba-de-mãos-ruivas na Amazônia ao sul do Rio Amazonas é sobreposta ao arco do desmatamento (Montenegro et al. 2019). Nesse contexto, as populações localizadas no Amapá, as únicas ao norte do Rio Amazonas, podem representar um possível refúgio e melhor oportunidade de conservação desse primata ameaçado. Porém, ainda se faz necessário realizar o levantamento dessas populações, caracterizar os tipos de ambiente que

ocupam e quais ameaças e limitações enfrentam, pois, até o momento não há informações suficientes para subsidiar estratégias de conservação da espécie na região.

O Amapá faz parte do centro de endemismo Guiana, que possui um dos menores índices de desflorestamento da Amazônia (Braz et al. 2016). Com aproximadamente 70% do seu território dentro de áreas protegidas, o Amapá se destaca como o estado mais conservado da Amazônia brasileira (Drummond et al. 2008, SEMA-AP 2011). As paisagens naturais do estado incluem florestas de terra firme, campos inundáveis, manguezais, florestas de várzea, savanas e matas ripárias (SEMA-AP 2012). Entretanto, essa ampla proteção das paisagens naturais do Amapá não se estende à região de savana do estado (Mustin et al. 2017).

As diferentes formações florestais encontradas no Amapá abrigam conjuntamente 10 espécies de primatas neotropicais (Silva Jr. et al. 2008, Silva et al. 2013), duas das quais estão atualmente ameaçadas de extinção, ambos na categoria Vulnerável: o macaco-aranha-preto, *Ateles paniscus* (Mittermeier et al. 2019); e o guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul* (Montenegro et al. 2019). Entretanto, enquanto as populações do macaco-aranha-preto são amplamente contempladas pelas extensas áreas protegidas do estado, o guariba-de-mãos-ruivas é encontrado na região menos protegida e com a maior quantidade de impactos e ameaças do Amapá (Silva Jr. et al. 2008).

Alouatta belzebul é o único primata ameaçado de extinção das savanas do Amapá. A região de ocorrência conhecida do guariba-de-mãos-ruivas no Amapá está concentrada ao sul do Rio Araguari e ao leste do Rio Matapi ou Vila Nova. Essa região engloba áreas de manguezal e campos inundáveis, mas é predominantemente formada por florestas de várzea e savana amazônica (SEMA-AP 2012). Essa região também concentra os maiores centros urbanos e maior malha viária do estado, além do recente processo de expansão das áreas voltadas à agricultura de larga escala do estado (Hilário et al. 2017, Mustin et al. 2017).

Aspectos ecológicos do guariba-de-mãos-ruivas

Os guaribas são classificados como folívoros ou folívoros-frugívoros (Crockett and Eisenberg 1987, Di Fiore et al. 2011). Apesar da preferência pelo consumo de frutos, os guaribas são os primatas neotropicais mais folívoros (Bonvicino 1989, Coutinho 2012). Esse traço ecológico tem reflexos tanto sobre seu comportamento, como na sua fisiologia (Gaulin and Gaulin 1982, Prates and Bicca-Marques 2008). Entre as adaptações dos guaribas a altas taxas de folivoria, observamos o padrão comportamental de minimização de gastos

energéticos, com longos períodos de inatividade, curtas distâncias percorridas diariamente e hábito locomotor predominantemente quadrúpede (Strier 1992, Bicca-Marques and Calegario-Marques 1995, Coutinho 2012). Além disso, o tamanho corporal avantajado – o peso corporal de *A. belzebul* varia entre 6,5 e 8,0 kg para machos e de 4,8 a 6,2 kg para fêmeas – permite a ingestão de grandes quantidades de alimento e o desenvolvimento de reservas energéticas maiores (Ford and Davis 1992).

Guaribas dispersam grandes quantidades de sementes dos frutos que consomem e, através de seu comportamento de utilização de latrinas, podem criar áreas com alta fertilidade de solo e riqueza de espécies vegetais e diversidade de sementes nas florestas que habitam (Pouvelle et al. 2009). Além disso, a densidade de guaribas pode apresentar uma relação positiva com a produtividade da parte aérea das florestas onde são encontrados (Feeley and Terborgh 2005). Esses primatas podem ter efeitos sobre as comunidades vegetal e animal através de cascatas tróficas e podem desempenhar papéis-chave na dinâmica da biodiversidade local (Feeley and Terborgh 2005).

De modo geral, dados sobre aspectos ecológicos de *A. belzebul* são escassos na literatura, especialmente de populações amazônicas (Camargo 2005). Por serem arborícolas, as características estruturais do hábitat desempenham um papel importante na ecologia e comportamento dos primatas neotropicais (Fedigan and Jack 2001, Prates and Bicca-Marques 2008, Bonilla-Sánchez et al. 2012). Entretanto, avaliações de efeitos da fragmentação e da paisagem sobre as populações predominam na literatura (Arroyo-Rodríguez and Dias 2010, Puig-Lagunes et al. 2016).

Os poucos estudos relacionando de modo direto a estrutura da vegetação com a presença e abundância de guaribas foram realizados com *A. palliata* (Arroyo-Rodríguez and Dias 2010). Entre os resultados encontrados, foi observado que área, altura da copa, diversidade vegetal e densidade de fragmentos próximos podem ter uma relação positiva com a probabilidade de ocorrência e tamanho populacional da espécie em fragmentos florestais (Cristóbal-Azkarate et al. 2005, Anzures-Dadda and Manson 2007). Porém, ainda são necessários estudos com outras espécies, em outros tipos florestais para determinar quais os atributos tem a maior influência sobre as populações de guaribas (Arroyo-Rodríguez and Dias 2010).

Os guaribas ocupam uma vasta gama de tipos de habitat (de Thoisy et al. 2005, Di Fiore et al. 2011). Isso é possível graças à capacidade de sobreviver com altas taxas de folivoria em

florestas com baixa disponibilidade de frutos (Jardim and Oliveira 2000) e de incluir novas espécies à sua dieta em áreas alteradas (Bicca-Marques 2003). Apesar de apresentar maiores densidades populacionais em florestas de várzea e de galeria (Peres 1997a), populações de guariba podem até mesmo sobreviver em plantios florestais, quando há vegetação nativa associada (Bonilla-Sánchez et al. 2012).

No Amapá já foram registradas populações de guaribas-de-mãos-ruivas em manchas de florestas inundáveis e de terra firme (Silva Jr. et al. 2008, Silva et al. 2013). Todavia, não só há uma lacuna a respeito das áreas de ocorrência da espécie nessa região, como também a respeito de quais características estruturais ou de tipo de habitat que favorecem sua ocorrência e sobrevivência numa mancha de floresta; de quais as principais populações atualmente existentes; quais possíveis ameaças enfrentadas; e quais potenciais e prioridades para a sua conservação.

A caça e a conservação do guariba-de-mãos-ruivas

Na região Neotropical, *Alouatta* é o quarto gênero de primata mais caçado – em termos de porcentagem média de indivíduos capturados (Stafford et al. 2017). Os atelídeos são os primatas mais sensíveis à caça e, mesmo em níveis moderados, essa atividade pode levar populações a declínios drásticos em suas densidades e até mesmo a extinções locais (Peres 1990). A caça afeta as populações de guaribas não só através do impacto direto da retirada de indivíduos, como também por afetar a estrutura social dos grupos, aumentar taxas de infanticídio e de troca de indivíduos entre grupos, reduzindo taxas de natalidade e aumentando a suscetibilidade das populações à extinção (Wiederholt et al. 2010).

No Brasil, a carne de caça nas zonas rurais é um recurso do cotidiano das comunidades (Alves et al. 2012, Torres et al. 2018). Embora essa seja também a realidade do Amapá, o conhecimento sobre essa atividade no estado e, em especial, na região de savana é limitado (Ferreira et al. 2012, Dias Júnior et al. 2014). A caça e a perda de habitat são os principais fatores responsáveis pela situação de risco de extinção do guariba-de-mãos-ruivas (Montenegro et al. 2019). Nas savanas do Amapá, as espécies de *Alouatta* são os maiores primatas (Silva Jr. et al. 2008) e, portanto, potenciais alvos preferenciais da caça de subsistência na região. Essa conjuntura evidencia a necessidade de uma caracterização dessa atividade na região para a compreensão do nível de pressão de caça ao qual as populações do guariba-de-mãos-ruivas estão expostas.

As relações de custos benefício envolvidas no processo de decisão sobre atividades de caça incluem desde atributos relacionados a disponibilidade de caça (i.e. cobertura de floresta) a atributos relacionados à sua demanda (i.e. acesso a fontes alternativas de proteína animal, demanda de mercado por carne de caça) (Conteh et al. 2015, Torres et al. 2018). O planejamento de intervenções voltadas a redução da caça não-sustentável pode ser ajudado com a compreensão dos determinantes da caça e de seu consumo de modo que as decisões de conservação levem em conta o bem-estar das pessoas que dependem desse tipo de recurso para sua nutrição (Torres et al. 2018).

Considerando o potencial que o Amapá possui para contribuir para a conservação de *A. belzebul*, a atual falta de proteção das áreas com ocorrência da espécie no estado e a escassez de dados sobre ocorrência, ecologia e ameaças, são necessários estudos que possam fundamentar estratégias para assegurar a conservação desse primata na natureza. Este trabalho caracteriza o perfil de caça e os determinantes socioeconômicos e ambientais dessa atividade nas comunidade rurais da região de ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá (Capítulo 1 e 2) e avalia características das manchas de floresta que influenciam na ocorrência das populações desse primata nessa região (Capítulo 3).

HIPÓTESES

Capítulo 1

1. A cobertura de floresta no entorno das residências está positivamente associada à frequência de caça e à prevalência de caçadores, dado que essa variável reflete maior disponibilidade de presas e a facilidade de acesso às áreas de caça (Sampaio et al., 2010).
2. A distância de centros urbanos está positivamente associada à frequência de caça e prevalência de caçadores, dado que existe uma maior disponibilidade de fontes de proteína animal alternativas à carne de caça perto de centros urbanos.
3. A quantidade de rios no entorno das residências está negativamente associada à frequência de caça e prevalência de caçadores, dado que essa variável está positivamente associada ao acesso à uma fonte de proteína animal alternativa (peixes) à carne de caça.

4. A frequência de caça e prevalência de caçadores são maiores em comunidades tradicionais do que em comunidades de colonos, dada a importância histórica e cultural desse recurso alimentar para os povos tradicionais.
5. A renda per capita mensal e o número de residentes no domicílio estão associados de modo negativo e positivo, respectivamente, com a frequência de caça e prevalência de caçadores, dada a associação dessas variáveis com a dependência de carne de caça para a nutrição.
6. A idade dos caçadores tem uma associação negativa com a frequência de caça, dado que a caça é uma atividade física e espera-se que seja mais extenuante para caçadores mais velhos.

Capítulo 2

1. O número, a biomassa total, a riqueza e a composição de espécies de animais caçados variam ao longo do ano. A variação na quantidade de chuvas ao longo do ano podem afetar a disponibilidade de presas para caçadores através de padrões comportamentais das presas (*e.g.* migração, hibernação) (Väänänen 2001) e mudanças no ambiente que afetam o sucesso de captura de certas espécies (*e.g.*, níveis mais baixos de água reduzem o número de abrigos para presas aquáticas e semiaquáticas ou as concentram em áreas menores) (Pezzuti et al. 2004). Sendo assim, nós prevemos que os caçadores locais terão padrões diferentes de caça ao longo do ano e que o número, a biomassa e a riqueza de espécies de animais caçados serão correlacionados com a precipitação na região.
2. A cobertura de floresta tem uma relação positiva com o predomínio de espécies de grande porte nos perfis de caça e com a biomassa total de animais caçados; e uma relação negativa com o número, a riqueza e a diversidade de espécies de animais caçados. A cobertura de floresta está positivamente associada à disponibilidade de presas (Antunes et al. 2016). Maior disponibilidade de presas permite que os caçadores sejam mais seletivos, focando em espécies preferenciais – de maior porte (Jerozolimski e Peres 2003). Assim, prevemos que caçadores em regiões com maior cobertura de floresta vão focar seus esforços de caça em espécies preferenciais (*e.g.* antas e veados), diminuindo a riqueza e diversidade de espécies caçadas. Como espécies preferenciais tendem

a ser as de maior massa corporal (Redford e Robinson 1987, Jerozolinski e Peres 2003), também esperamos que a cobertura de floresta em um determinado raio a partir da residência dos caçadores esteja negativamente associada ao número de animais caçados e positivamente associada à biomassa total.

3. O comprimento de rios na paisagem tem uma relação positiva com o predomínio de espécies associadas a ambientes aquáticos nos perfis de caça, e com a riqueza e a diversidade de espécies caçadas; porém, uma relação negativa com o número e a biomassa total de animais caçados. A quantidade de rios está positivamente associada ao acesso a recursos pesqueiros (Saffirio e Scaglione 1982) – uma importante fonte de proteína animal alternativa à caça (Pezzuti et al. 2004) –, tendo um efeito negativo sobre a frequência de caça dos caçadores (Capítulo 1). Além disso, a quantidade de rios também tem um efeito positivo sobre a riqueza e abundância de espécies associadas a ambientes aquáticos (*e.g.*, jacarés, aves aquáticas e capivaras). Portanto, prevemos que o comprimento de rios em um determinado raio a partir da residência dos caçadores terá um efeito positivo sobre os registros de espécies associadas a ambientes aquáticos, aumentando a riqueza e a diversidade de espécies caçadas, e um efeito negativo sobre o número e a biomassa total de animais caçados.
4. A proximidade de centros urbanos tem uma relação positiva com o predomínio de espécies preferenciais de grande porte – mais comerciáveis – nos perfis de caça, e com o número e a biomassa total de animais caçados; e uma relação negativa com a riqueza e a diversidade de espécies caçadas. A distância de centros urbanos está negativamente associada ao nível de acesso a grandes mercados compradores de carne caça (Milner-Gulland e Bennett 2003, Damania et al. 2005). Prevemos que, devido à influência da demanda por carne de caça das cidades, os caçadores mais próximos de centros urbanos focarão na captura de presas preferenciais, mais comerciáveis (Redford e Robinson 1987). Assim, a proximidade de centros urbanos terá um efeito negativo sobre a riqueza e a diversidade de espécies, mas positivo sobre o número e biomassa total de animais caçados.
5. O tamanho da população humana tem uma relação positiva com o predomínio de espécies menores nos perfis de caça, e com o número, a riqueza e a

diversidade de espécies de animais caçados; porém, uma relação negativa com a biomassa total caçada. O tamanho da população humana está positivamente associado à pressão de caça local e a maiores probabilidades de defaunação (Benítez-López et al. 2017). Em decorrência da depleção das populações de espécies preferenciais, caçadores em áreas mais populosas incluirão espécies não preferenciais, de menor massa corporal, aos seus perfis de caça (Jerozolinski e Peres 2003), aumentando o número, a riqueza e a diversidade de espécies de animais caçados, porém reduzindo a biomassa total coletada.

6. A idade do caçador tem uma relação negativa com o número, a biomassa, a riqueza e a diversidade de espécies de animais caçados; e uma relação positiva com o predomínio de espécies de menor porte que podem ser capturadas oportunisticamente. A idade do caçador é negativamente associada à frequência de caça (Capítulo 1). Portanto, prevemos que os perfis de caça de caçadores mais velhos terão um maior predomínio de espécies que podem ser capturadas oportunisticamente – sem que eles estejam buscando ativamente por caça – (*e.g.* jabutis). Além disso, esperamos o decréscimo no número, na biomassa total, na riqueza e na diversidade de espécies de animais caçados com o aumento da idade dos caçadores.
7. A renda *per capita* do caçador tem uma relação positiva com o predomínio de espécies preferenciais nos perfis de caça; porém, uma relação negativa com o número, a biomassa, a riqueza e a diversidade de espécies de animais caçados. A renda *per capita* de um caçador está negativamente associada à sua dependência da carne de caça para subsistência (Parry et al. 2014), assim como à frequência com que ele caça (Capítulo 1). Prevemos que a renda tenha um efeito positivo sobre a seletividade de presas dos caçadores e negativo sobre sua atividade de caça de modo geral. Assim, esperamos que caçadores mais abastados cacem menos e foquem seus esforços em espécies preferenciais – mas não necessariamente de porte maior –, reduzindo assim o número, a biomassa, a riqueza e a diversidade de espécies de animais caçados.

Capítulo 3

1. A probabilidade de ocorrência de *A. belzebul* em manchas de floresta está positivamente associada a área da mancha, altura da floresta, cobertura de dossel e diâmetro médio das árvores, dada a associação positiva dessas variáveis com a disponibilidade e qualidade de hábitat.
2. A probabilidade de ocorrência de *A. belzebul* em manchas de floresta está negativamente associada com o isolamento da mancha, dado que o isolamento afeta de forma negativa na probabilidade de colonização das manchas.
3. A probabilidade de ocorrência de *A. belzebul* em manchas de floresta está positivamente associada a níveis intermediários de proporção de áreas alagáveis dentro das manchas, dado que essas áreas podem representar fontes de alimento que complementam a disponibilidade de frutos das porções não alagáveis.

OBJETIVOS

Capítulo 1

Avaliar os determinantes socioeconômicos e ambientais da frequência de caça e prevalência de caçadores nas savanas do Amapá, discutindo o elo entre segurança alimentar, conhecimento local e a conservação de espécies cinegéticas.

Capítulo 2

Identificar e avaliar as importâncias relativas das espécies alvo da caça de subsistência na região de ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá, descrever os padrões locais de caça ao longo do ano e avaliar a influência de variáveis ambientais e socioeconômicas sobre os padrões observados.

Capítulo 3

Investigar a influência da estrutura da vegetação e de atributos das manchas de floresta sobre a probabilidade de ocorrência de *A. belzebul* nas savanas do Amapá.

REFERÊNCIAS

- Alves, R. R. N., M. B. R. Gonçalves, and W. L. S. Vieira. 2012. Caça, uso e conservação de vertebrados no semiárido Brasileiro. *Tropical Conservation Science* 5:394–416.
- Anzures-Dadda, A., and R. H. Manson. 2007. Patch-and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation* 10:69–76.
- Arroyo-Rodríguez, V., and P. A. D. Dias. 2010. Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology* 72:1–16.
- Bicca-Marques, J. C. 2003. How do Howler Monkeys Cope with Habitat Fragmentation? Pages 283–303 *Primates in Fragments*. Springer, Boston, MA.
- Bicca-Marques, J. C., and C. Calegaro-Marques. 1995. Locomotion of black howlers in a habitat with discontinuous canopy. *Folia Primatologica* 64:55–61.
- Bonilla-Sánchez, Y. M., J. C. Serio-Silva, G. Pozo-Montuy, and C. A. Chapman. 2012. Howlers Are Able to Survive in Eucalyptus Plantations Where Remnant and Regenerating Vegetation Is Available. *International Journal of Primatology* 33:233–245.
- Bonvicino, C. R. 1989. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na mata Atlântica. *Revista Nordestina de Biologia* 6:149–179.
- Braz, L. C., J. L. G. Pereira, L. V. Ferreira, and M. C. Thalês. 2016. A situação das áreas de endemismo da Amazônia com relação ao desmatamento e às áreas protegidas. *Boletim de Geografia* 34.
- Camargo, C. C. 2005. Ecologia comportamental de *Alouatta belzebul* (Linnaeus, 1766) na Amazônia oriental sob alteração antrópica de hábitat. Dissertação, Universidade Federal do Pará.
- Conteh, A., M. C. Gavin, and J. Solomon. 2015. Quantifying illegal hunting: a novel application of the quantitative randomised response technique. *Biological Conservation* 189:16–23.
- Coutinho, L. A. 2012. Variação sazonal e longitudinal na Ecologia do guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul* (Primates, Atelidae), na Fazenda Pacatuba, Paraíba. Dissertation, Universidade Federal de Sergipe.

- Cristóbal-Azkarate, J., J. J. Veà, N. Asensio, and E. Rodríguez-Luna. 2005. Biogeographical and floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 67:209–222.
- Crockett, C. M., and J. F. Eisenberg. 1987. Howlers: variations in group size and demography. Pages 54–68 *Primates Societies*. University of Chicago Press, Chicago.
- Di Fiore, A., A. Link, and C. J. Campbell. 2011. The atelines: behavioral and socioecological diversity in a New World radiation. Pages 155–188 *Primates in perspective*. Second edition. Oxford University Press, Oxford.
- Dias Júnior, M. B. F., H. F. A. Cunha, and T. C. A. C. Dias. 2014. Caracterização das Apeensões de Fauna Silvestre no Estado do Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. *Biota Amazônia* 4:65–73.
- Drummond, J. A., T. C. A. de C. Dias, and D. M. C. Brito. 2008. Atlas das Unidades de Conservação do Estado do Amapá. IBAMA/ICMBio.
- Estrada, A., P. A. Garber, A. B. Rylands, C. Roos, E. Fernandez-Duque, A. Di Fiore, K. A.-I. Nekaris, V. Nijman, E. W. Heymann, and J. E. Lambert. 2017. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances* 3:e1600946.
- Fedigan, L. M., and K. Jack. 2001. Neotropical primates in a regenerating Costa Rican dry forest: a comparison of howler and capuchin population patterns. *International Journal of Primatology* 22:689–713.
- Feeley, K. J., and J. W. Terborgh. 2005. The effects of herbivore density on soil nutrients and tree growth in tropical forest fragments. *Ecology* 86:116–124.
- Ferreira, D. S. S., C. E. C. Campos, and A. S. Araújo. 2012. Aspectos da Atividade de Caça no Assentamento Rural Nova Canaã, Município de Porto Grande, Estado do Amapá. *Biota Amazônia* 2:22–31.
- Ford, S. M., and L. C. Davis. 1992. Systematics and body size: Implications for feeding adaptations in new world monkeys. *American Journal of Physical Anthropology* 88:415–468.
- Gaulin, S. J. C., and C. K. Gaulin. 1982. Behavioral ecology of *Alouatta seniculus* in Andean cloud forest. *International Journal of Primatology* 3:1–32.

- Hilário, R. R., J. J. de Toledo, K. Mustin, I. J. Castro, S. V. Costa-Neto, É. E. Kauano, V. Eilers, I. M. Vasconcelos, R. N. Mendes-Junior, and C. Funi. 2017. The Fate of an Amazonian Savanna: Government Land-Use Planning Endangers Sustainable Development in Amapá, the Most Protected Brazilian State. *Tropical Conservation Science* 10:1–8.
- Hirsch, A., L. G. Dias, L. de O. Martins, R. F. Campos, E. C. Landau, and N. A. T. Resende. 2002. BDGEOPRIM–Database of geo-referenced localities of Neotropical primates. *Neotropical Primates* 10:79–84.
- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2.
- Jardim, M., and L. Oliveira. 2000. Aspectos ecológicos e do comportamento de *Alouatta fusca* (Geoffroy, 1812) na Estação Ecológica de Aracurí, RS, Brasil. Pages 151–169 *A primatologia no Brasil*. SBPr & Ed. Universitária, João Pessoa, PB.
- Maxwell, S. L., R. A. Fuller, T. M. Brooks, and J. E. Watson. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536:143–145.
- Mittermeier, R. A., A. B. Rylands, and J. P. Boubli. 2019. *Ateles paniscus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019 e.T2283A17929494.
- Montenegro, M. M. V., A. Carvalho, L. Cortes-Ortíz, M. de S. Fialho, L. Jerusalinsky, F. R. Melo, R. A. Mittermeier, A. L. Ravetta, T. Régis, M. Talebi, and L. M. Veiga. 2019. *Alouatta belzebul*. IUCN Red List of Threatened Species 2019 e.T39957A17925370.
- Mustin, K., W. D. Carvalho, R. R. Hilário, S. V. Costa-Neto, C. Silva, I. M. Vasconcelos, I. J. Castro, V. Eilers, É. E. Kauano, and R. N. Mendes-Junior. 2017. Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. *Nature Conservation* 22:107.
- Peres, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54:47–59.
- Peres, C. A. 1997. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica* 68:199–222.
- Pouvelle, S., S. Jouard, F. Feer, T. Tully, and J.-F. Ponge. 2009. The latrine effect: impact of howler monkeys on the distribution of small seeds in a tropical rain-forest soil. *Journal of tropical ecology* 25:239–248.

- Prates, H. M., and J. C. Bicca-Marques. 2008. Age-Sex Analysis of Activity Budget, Diet, and Positional Behavior in *Alouatta caraya* in an Orchard Forest. *International Journal of Primatology* 29:703–715.
- Puig-Lagunes, Á. A., D. Canales-Espinosa, A. Rangel-Negrín, and P. A. D. Dias. 2016. The Influence of Spatial Attributes on Fragment Occupancy and Population Structure in the Mexican Mantled Howler (*Alouatta palliata mexicana*). *International Journal of Primatology* 37:656–670.
- SEMA-AP. 2011. Relatório técnico de desmatamento no estado do Amapá referente ao período de 2009 a 2010. Page 45. Macapá-AP.
- SEMA-AP. 2012. Vegetação do estado do Amapá.
- Silva, C. R. da, A. C. M. Martins, I. J. de Castro, E. Bernard, E. M. Cardoso, D. dos S. Lima, R. Gregorin, R. V. Rossi, A. R. Percequillo, and K. da C. Castro. 2013. Mammals of Amapá State, Eastern Brazilian Amazonia: a revised taxonomic list with comments on species distributions. *mammalia* 77.
- Silva Jr., J. de S., C. R. Silva, and T. P. Kasecker. 2008. *Primatas do Amapá: Guia de identificação de Bolso*. Conservation Internacional, Bogotá.
- Stafford, C. A., R. F. Preziosi, and W. I. Sellers. 2017. A pan-neotropical analysis of hunting preferences. *Biodiversity and Conservation* 26:1877–1897.
- Strier, K. B. 1992. Atelinae adaptations: behavioral strategies and ecological constraints. *American Journal of Physical Anthropology* 88:515–524.
- de Thoisy, B., F. Renoux, and C. Julliot. 2005. Hunting in northern French Guiana and its impact on primate communities. *Oryx* 39.
- Torres, P. C., C. Morsello, L. Parry, J. Barlow, J. Ferreira, T. Gardner, and R. Pardini. 2018. Landscape correlates of bushmeat consumption and hunting in a post-frontier Amazonian region. *Environmental Conservation* 45:315–323.
- Wiederholt, R., E. Fernandez-Duque, D. R. Diefenbach, and R. Rudran. 2010. Modeling the impacts of hunting on the population dynamics of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). *Ecological Modelling* 221:2482–2490.

CAPÍTULO 1 – Determinantes da caça nas savanas do Amapá

Drivers of hunting in the savannahs of Amapá: implications for conservation

Artigo publicado no periódico “Oryx”

In press

doi: 10.1017/S0030605319000085

Drivers of hunting in the savannahs of Amapá: implications for conservation

Saulo M. Silvestre, Bayron R. Calle-Rendón, José J. de Toledo and Renato R. Hilário

Received 8 June 2018. Revision requested 8 August 2018. Accepted 24 January 2019.

Abstract

Although overhunting is amongst the main threats to biodiversity, wild meat is culturally and nutritionally important for many communities. Conservation initiatives should therefore address the drivers of hunting, rather than its practice alone. Here we gathered information from structured interviews with 68 local households to assess the drivers of hunting in a highly threatened Amazonian savannah complex, the Cerrado of Amapá in Brazil. We used regression models to evaluate the influence of socioeconomic parameters and spatial variables on hunting prevalence and frequency. The only identified driver of hunting prevalence was forest cover, whereas five variables had significant effects on hunting frequency. The positive effect of forest cover and the negative effect of hunter's age on hunting frequency suggest that logistical and physical feasibility are important drivers of hunting frequency. Furthermore, we suggest that the negative effect of distance to urban centres may be related to the profitability of hunting. We base this on the negative effect of river length and per capita monthly income on hunting frequency, which corroborates the tendency of hunting frequency to decrease when alternatives to wild meat are more readily available. We argue that to reduce unsustainable hunting it is necessary both to raise awareness amongst local communities and involve them in the creation of management plans that conserve biodiversity and meet economic and social needs.

Keywords

Amazon, Amazonian savannah, bushmeat, Cerrado of Amapá, commercial hunting, game species, subsistence hunting, wild meat

INTRODUCTION

Overexploitation of natural resources and expansion of agriculture are the main threats to biodiversity (Maxwell et al., 2016). Hunting is an important driver of the growing global biodiversity crisis (Ripple et al., 2016): in the tropics, densities of mammal populations, which are the primary targets, have declined by a mean of 83% in areas subject to hunting (Benítez-López et al., 2017).

The conservation of game species relies not only on the quantification of hunting intensity but also on the understanding of its drivers (Torres et al., 2017). There are several determinants of hunting pressure in a region, including cultural background (Fa et al., 2003) and factors related to food security and subsistence of communities (Brashares et al., 2004; Damania et al., 2005). Ultimately, however, hunting is limited by prey availability (Fa et al., 2003, 2014).

The vertebrates of the Amazon have been hunted for at least 11,200 years, since the arrival of the first Paleoindians in the region (Roosevelt et al., 1996). However, human settlements in the Amazon have changed through time, with an increasing total population size and diversity of settlement types (e.g. Indigenous tribes, settler communities, urban areas). In Brazil, traditional communities are defined by specific characteristics, among which is that they ‘occupy and use natural territories and resources as a condition for their cultural, social, religious, ancestral and economic reproduction’ (Decree no. 6,040, 7 February 2007). Extraction of natural resources, including subsistence hunting, is thus often a key feature of the livelihood and culture of traditional communities.

Data limitations hinder our ability to determine whether subsistence hunting in the Amazon is sustainable (Fragoso et al., 2016). However, even low levels of hunting can lead to drastic declines of hunted populations in tropical forests (Peres, 1997). Interventions to conserve game species in regions with subsistence hunting should address the local drivers of hunting and aim to diminish the dependency of local communities on wild meat and/or change their hunting profile towards less sensitive, non-threatened species (Bodmer et al., 1997; Damania et al., 2005; Torres et al., 2017).

Here we assessed the socioeconomic and spatial drivers of hunting in the south-eastern Cerrado of Amapá, the fourth largest savannah complex in the Amazon (Carvalho & Mustin, 2017). We discuss the link between food security, local knowledge and the conservation of game species. We used the mean number of hunting trips per month to estimate hunting

frequency, and the proportion of households with at least one hunter as an estimate of prevalence (related to the number of active hunters in the region). We tested six hypotheses regarding the effect of various socioeconomic and spatial variables on hunting prevalence and frequency. (1) Hunting frequency and prevalence are positively associated with forest cover in the vicinity of households, as this variable reflects greater availability of prey and ease of access to hunting areas (Sampaio et al., 2010). (2) Greater distance to urban centres positively affects hunting frequency and prevalence, because alternative sources of food and income are more readily available near urban centres, and the commercial use of wild meat is illegal in Brazil (Dias Junior et al., 2014). (3) Plenitude of rivers surrounding the households has a negative effect on hunting frequency and prevalence because it probably increases access to alternative sources of animal protein (fish), decreasing the dependency on wild meat. (4) Hunting frequency and prevalence are higher in traditional compared to settler communities, given the historical and cultural importance of this resource for traditional people. (5) The per capita monthly income and number of residents in the household have negative and positive effects on the frequency of hunting, respectively, because these variables may be associated with the dependency on wild meat for nutrition. (6) Hunting frequency is negatively related to the age of hunters because hunting is a physical activity expected to be more challenging for older hunters.

METHODS

Study area

The state of Amapá, in the north-east of the Amazon region, has a Köppen's Am climate with a rainy season during December–July (IEPA, 2008; Alvares et al., 2013). The biodiversity of the 10,021 km² savannah region, known as the Cerrado of Amapá (Hilário et al., 2017) is still poorly known but includes endemic plant species and several species of fish, birds and mammals that have restricted distributions and/or are threatened (Mustin et al., 2017). Only c. 9% of the Cerrado of Amapá is legally protected and 0.4% (40.2 km²) is within strictly protected areas (Hilário et al., 2017).

The Cerrado of Amapá is characterized by open woodlands with a dense layer of herbaceous plants and shrubs. Landscape features include gallery forests, patches of buriti palms *Mauritia flexuosa*, flooded fields and forest patches within predominantly open formations and plantations (IEPA, 2008; Mustin et al., 2017). Our study area was the south-

eastern Cerrado of Amapá (Fig. 1). This is the most densely populated area of the state, containing the largest urban centres, the highest density of roads and expanding soybean plantations (Hilário et al., 2017; Mustin et al., 2017).



FIG 1. The south-eastern Cerrado of Amapá, an Amazonian savannah complex in Brazil, showing the study area where we interviewed 68 households to assess hunting activities and socioeconomic parameters.

Our study focused on the rural communities in the savannah region of two major municipalities, Macapá and Santana. This region comprised > 260,000 ha and a human population of c. 5,050 inhabitants in 1154 households at the time of the last population census in 2010 (Fig. 1; IBGE, 2010). The majority of the traditional communities founded by people of African descent who escaped from slavery in the state of Amapá occurs in this region (Hilário et al., 2017).

Sampling design

We conducted structured interviews with representatives of 72 households (6% of the total) in the study region (Fig. 1) during February–March 2018. Using the sample size calculation for random sampling without replacement (Cochran, 1977), the most conservative

optimal sample sizes (with a predicted proportion of households with hunters of 50%) were estimated to be 64 and 288 households, with an absolute error (δ) of 0.1 and 0.05, for a 90% and a 95% confidence interval (CI), respectively. Therefore, our sample size may furnish reliable estimates for hunting frequency within a 90% CI. For the prevalence of hunting our sample size may provide estimates close to a 95% CI as we used information on 223 households regarding the presence or absence of active hunters. SMS and BRCR had met 36 of the 72 interviewees during a separate study in October 2017 (S.M. Silvestre, B.R. Calle-Rendón, J.J. Toledo, R.R. Hilário, unpubl. data). At that time, those households were selected because they were located near forest patches related to that investigation. Considering the openness with which the interviewees talked about hunting in the region, despite this frequently constituting an illegal activity, we deemed it unnecessary to use an indirect research approach such as the quantitative randomised response technique (Conteh et al., 2015).

We hired local assistants to facilitate the communication between researchers and local people. They helped explain the objectives of the research to the participants and confirmed that it did not constitute surveillance, thereby establishing a trusting relationship. Local assistants were selected based on two main characteristics: expertise in hunting and their good reputation within the local communities. Local assistants also indicated 36 additional hunters/households to be interviewed. We evaluated the reliability of the interviews based on the interviewees' behaviour, and discarded four of them because of contradictory responses and signs of scepticism or mistrust from the interviewees.

Interviews

We conducted interviews with the head of the family or with one of the hunters. Before each interview we informed participants about the study objectives, that their participation was voluntary and that information provided would be used anonymously and strictly for scientific purposes. After verbal consent was given, we conducted the interviews using an informal approach, in the form of a conversation between two researchers, one local assistant and the interviewee. During this conversation, the researchers sought the answers to six questions: (1) age of the interviewee, (2) monthly household income, (3) number of people (including children) in the household, (4) type of community (traditional or settlers), (5) number of households amongst the four nearest houses with at least one hunter, and (6) hunting frequency (days per month) of the interviewee (or the hunter of the household).

Variables

We estimated the total proportion of households with at least one hunter based on the information provided by interviewees regarding the presence of hunters in the four nearest neighbouring households. Some of the households visited had fewer than four neighbours; in those cases we based the estimate on the number of neighbours present. Because we asked local assistants to indicate other hunters to be interviewed, we did not include the interviewee households themselves in the calculation of hunting prevalence, to avoid sampling biases.

When the interviewee provided different estimates of hunting days per month (hunting frequency) for the rainy and dry seasons, we computed the weighted average of the estimates based on a rainy season of 8 months (IEPA, 2008). Frequencies were rounded to the nearest integer and used as count data.

We converted monthly income data to per capita monthly income, dividing the total monthly household income by the number of household residents. Spatial variables were extracted from Landsat 8 satellite imagery (scenes: 225/60 from 2015 and 226/59 and 226/60 from 2016). We calculated forest cover and the length of rivers within a 1, 2 and 5 km buffer radius around each household.

To estimate the forest cover we categorized the satellite images as forest or non-forest, based on the normalized difference vegetation index (scientific output; threshold = 0.7). We computed the total length of rivers within the three buffers around each household, based on the drainage shapefile of the state (IBGE, 2015).

We calculated the travel distances via roads from households to the nearest urban centre (defined as having a population > 10,000) using satellite imagery from Google Earth Pro 7.3.2.5491 (Google, Mountain View, USA). Urban centres in the study region were the state capital Macapá (474,706 inhabitants) and the cities of Santana (115,471 inhabitants) and Mazagão (20,387 inhabitants; IBGE, 2017). All spatial variables were extracted using ArcGIS 10.5 (Esri, Redlands, USA).

Data analyses

We used R 3.4.3 for all analyses (R Core Team, 2017). We used simple regression models to test the relationship between our response variables, forest cover and total river length in three buffers sizes (1, 2 and 5 km radius), to select the scale in which the relationship is strongest (e.g. Fahrig, 2013). Based on the significance levels and AICc

(Akaike information criterion corrected for small sample size) values, we chose the buffers with a 5 km radius for both forest cover and river length.

We first applied a binomial generalized linear model to assess the influence of the independent variables (forest cover, river length, distance to the nearest urban centre and type of community) on the number of hunters. However, because the model showed overdispersion, we changed it to a quasi-generalized linear model (Zuur et al., 2009). The number of neighbours considered for each proportion estimate was the weight argument. The optimal model was selected through a backwards stepwise selection, based on the lowest QAICc (quasi-AICc) and best fit of the data (Zuur et al., 2009). We used the R package MuMIn to calculate the QAICc (Barton, 2018).

We used zero-inflated negative binomial models to assess the influence of the independent variables (hunter age, per capita monthly income, number of residents, forest cover, river length, distance to the nearest urban centre and type of community) on hunting frequency. This model was used to address overdispersion caused by the high frequency of zeros in the data (Zuur et al., 2009). The optimal model was selected based on the lowest AICc and best fit of the data, as indicated by the model.avg function in the R package MuMIn (Barton, 2018). The zero-inflated negative binomial models were created using the R package pscl (Jackman, 2017).

We tested the residuals of all models for spatial autocorrelation using variograms, created using the R packages gstat (Pebesma, 2004) and sp (Pebesma & Bivand, 2005; Bivand et al., 2013). The variograms showed no spatial autocorrelation in the model residuals. We calculated the variance inflation factors, using the R package car (Fox & Weisberg, 2011), to detect problems with multicollinearity. None of the variables had variance inflation factors > 3, so we kept all variables in the analyses (Zuur et al., 2009).

RESULTS

With interviewees indicating the presence of hunters in neighbouring households, we obtained information about 223 households, of which 111 (49.8%) had at least one hunter. This proportion was different from the mean because not all interviewees had four neighbours (Table 1).

Table 1. Summary of the variables used on the regression models to assess the socioeconomic and spatial drivers hunting prevalence and frequency in the south-eastern region of the Cerrado of Amapá, in the state of Amapá, Brazil.

Variable	Mean $\pm$ SD	Range
Hunting trips per month	2.16 $\pm$ 3.63	0–16.7
Proportion of households with hunters	0.53 $\pm$ 0.37	0–1
Age of hunters	43.82 $\pm$ 14.90	19–77
Forest cover (km ²)	19.50 $\pm$ 10.59	3.4–42.0
Total river length (km)	48.34 $\pm$ 11.70	22.1–72.8
Per capita monthly income (USD) ¹	152.37 $\pm$ 137.77	13.5–711.7
Number of household residents	4.46 $\pm$ 2.52	1–14
Distance to urban centre (km)	40.51 $\pm$ 24.67	1.5–80.6
Number of neighbours considered ²	3.38 $\pm$ 0.99	0–4

¹Conversion rate: BRL 1.00 = USD 0.27.

²Used to calculate the proportion of neighbouring households with at least one hunter (maximum 4).

The optimal quasi-generalized linear model selected to explain the drivers of hunting prevalence included only forest cover, which had a positive effect on the proportion of households with hunters ($t = 2.60$; $P = 0.0117$; Fig. 2a).

The optimal zero-inflated negative binomial model selected to predict hunting frequency included five independent variables (Table 2). Forest cover was the only variable positively associated with hunting frequency (Fig. 2b). Hunting frequency decreased with increasing river length (Fig. 2c), distance to the nearest urban centre (Fig. 2d), log per capita monthly income (Fig. 2e), and hunter's age (Fig. 2f).

Table 2. Count model coefficients of the zero-inflated negative binomial model assessing the drivers of hunting frequency in the Cerrado of Amapá, Amapá, Brazil.

Variable	Estimate $\pm$ SE	Z	P ($> z $)
Age of hunters	−0.0674 $\pm$ 0.0106	−6.35	< 0.0001
Forest cover	0.0379 $\pm$ 0.0133	2.84	0.0045
River availability	−0.0338 $\pm$ 0.0114	−2.96	0.0030
Distance to urban centre	−0.0257 $\pm$ 0.0066	−3.87	0.0001
Log per capita monthly income	−0.5847 $\pm$ 0.1784	−3.28	0.0010

Our results corroborated the hypothesized positive effect of forest cover on hunting frequency and prevalence, as well as the negative influence of length of rivers, hunter's age and income per capita on hunting frequency. However, we did not find evidence to support any significant effects of distance to urban centre, length of rivers or type of community on hunter prevalence, nor of type of community and number of residents in the household on

hunting frequency. Furthermore, and contrary to our hypothesis, we found evidence of a negative effect of distance to urban centres on hunting frequency.

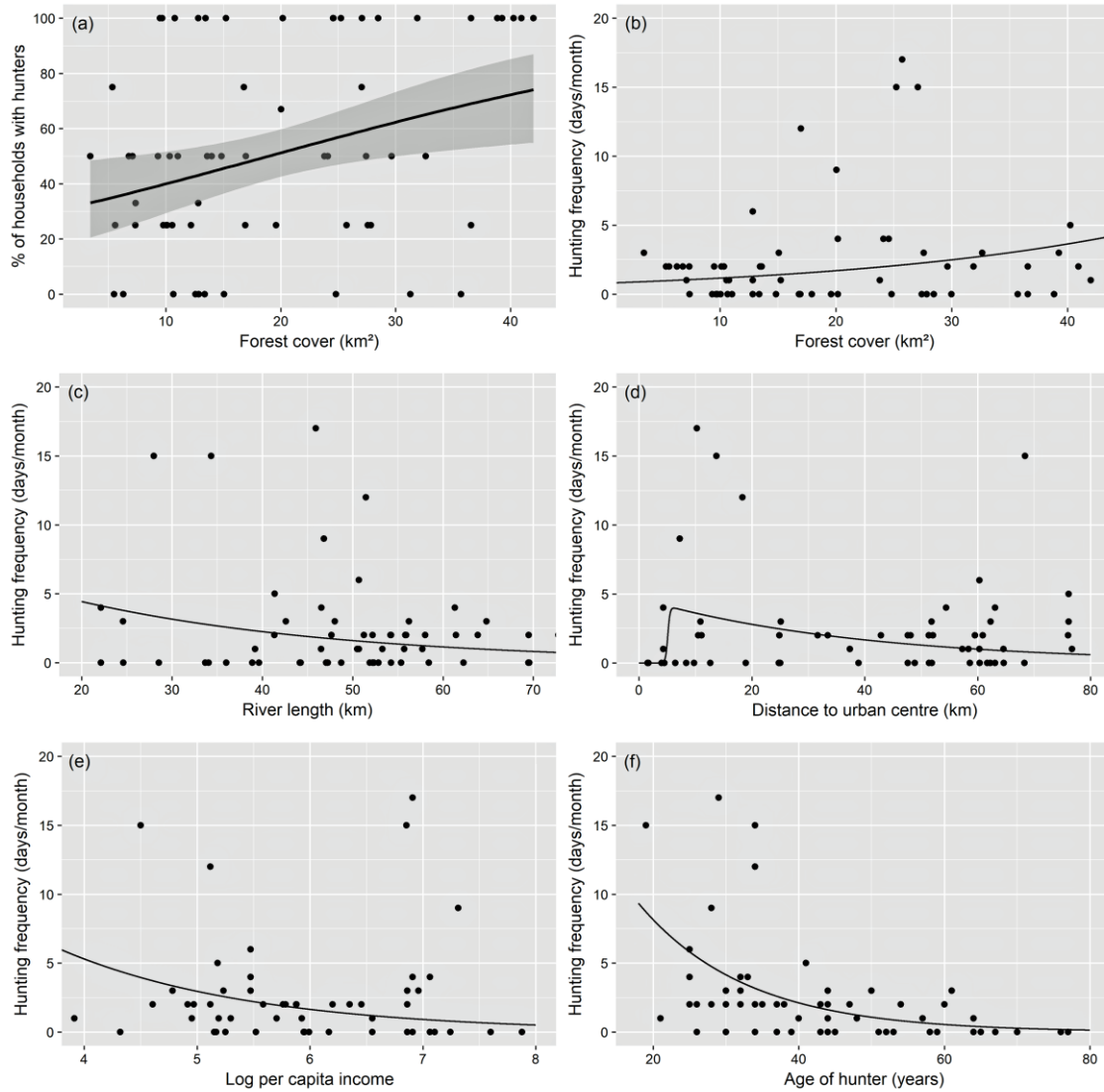


FIG 2. Socioeconomic and spatial drivers of hunting in the south-eastern Cerrado of Amapá, Amapá, Brazil. (a) Relationship between proportion of households with hunters and forest cover within a 5 km radius buffer, as described by a quasi-generalized linear model, with binomial distribution, and the 95% confidence interval in dark grey. Relationships between estimated mean number of hunting trips per month and (b) forest cover within 5 km buffer, (c) river length within 5 km buffer, (d) distance to the nearest urban centre, (e) log per capita monthly income, and (f) age of hunter, as described by a zero-inflated negative binomial model.

DISCUSSION

Spatial and socioeconomic drivers of hunting

Forest cover is positively associated with the presence and abundance of game species (Sampaio et al., 2010). It has been suggested as the main driver of hunting probability in some regions (Torres et al., 2017). Hunting and the consumption of wild meat are an important aspect of the livelihoods of many rural communities, particularly in Amazonia (Nasi et al., 2008). As expected a large proportion (ca. 50%) of households in the study sample had at least one resident hunter. Forest cover was the only driver of hunter prevalence in our optimal model, corroborating our hypothesis that greater availability of forest would increase the prevalence of hunters.

In contrast, we found hunting frequency was influenced by five independent variables. Forest cover was again positively associated, but the age of the hunters was the main factor affecting hunting frequency in our sample. The negative effect of this variable is probably a reflection of the physical requirements of hunting trips, which may be more challenging for older hunters. Along with the positive effect of forest cover, it is the physical and logistic feasibility that primarily regulates hunting frequency.

Distance to urban centres, per capita monthly income and length of rivers, which could be associated with factors such as market demand for wild meat or accessibility/availability of alternative food sources, had greater influence on the frequency of hunting than on the number of hunters.

The overall effects of forest cover, per capita monthly income and length of rivers on hunting frequency corroborated our hypothesis that decreasing dependency on wild meat for nutrition would decrease hunting frequency. The effect of distance to urban centres, however, was contrary to our expectations. We predicted that greater distance to urban centres would have a positive effect on hunting frequency because communities that are more isolated are probably more dependent on wild meat for subsistence as domesticated meat is less available, and because we expected subsistence hunting (rather than commercial hunting) to be the prevalent type of hunting in the study region. The dependence of isolated communities on wild meat for subsistence is supported by the observed negative effects of river length and per capita monthly income on hunting frequency. However, the fact that hunting occurs more frequently near urban areas suggests that commercial hunting may be more prevalent than we expected.

Urban populations can create a high demand for wild meat and play a key role in the overexploitation of game species (Milner-Gulland & Bennett, 2003). Higher levels of hunting near urban centres are expected when this proximity increases the demand for wild meat as a result of greater human population density or the intensification of commercial hunting (Damania et al., 2005; Pangau-Adam et al., 2012; Torres et al., 2017). We therefore suggest that the observed higher frequency of hunting near urban centres is related to the role of wild meat as a source of income in the region.

In contrast, presence of rivers is an unambiguous measure of the availability of an alternative source of animal protein and is intrinsically related to the dependency of the local human population on wild meat for nutrition (Saffirio & Scaglione, 1982). Fish is one of the main sources of animal protein for rural communities in the Amazon (e.g. Passos et al., 2008). As we predicted, hunting frequency was lower when there were a greater number of rivers in the vicinity of households.

Implications for conservation

Increasing cattle farming or wages paid to local workers could decrease illegal hunting in some regions (Moro et al., 2013). The availability of an alternative to wild meat may thus reduce hunting in the Cerrado of Amapá. However, given that pasture expansion is the predominant driver of deforestation in the Amazon (Barona et al., 2010), support for the local production of chickens or small-scale fish farming could be effective strategies to reduce hunting, while also avoiding an increase in local deforestation. In contrast, we expect that reduced fishery resources would increase hunting activity. Soybean plantations in the region increased by > 200% during 2013–2016 (Hilário et al., 2017) and Brazil is the country with the third highest annual consumption of pesticides worldwide (FAO, 2019) and pesticides used on soybean plantations could negatively affect local fish communities (Ullah et al., 2018). Soybean expansion in the region could therefore indirectly contribute to an increase in hunting frequency.

Trade in wild meat plays a key role in the impact of hunting on global biodiversity (Benítez-López et al., 2017). Investments in hunting equipment may be covered by the sale of wild meat and hunting quotas tend to increase when economic profit is generated (Altherr, 2007). Most types of hunting, and wild meat trade, are prohibited in Brazil (Law no. 5,197, 3 January 1967). However, subsistence hunting may be legal in some circumstances, including in the cases of necessity to provide food for the hunter and their family and in traditional communities within their territories (Law no. 6,001, 19 December 1973; Law no. 9,605, 12

February, 1998). This means that in legal terms there are two potential solutions: the maintenance of the prohibition with stricter enforcement, or the regulation of professional hunting, aiming to sustainably manage this resource.

Rigorous law enforcement alone is often not able to prevent illegal hunting in large areas. It may also affect hunters differentially based on their wealth, deterring mostly poorer hunters who are probably more dependent on wild meat for subsistence (Moro et al., 2013). Wide support from community leaders for a ban on wild meat trade may be attained by education programmes, which could raise awareness of the threats of overexploitation to the native fauna and the livelihoods of local communities, and the benefits that the change could yield (Nasi et al., 2008). In this context, encouraging the formation of local councils dedicated to the participatory creation of management plans could be a powerful tool to empower local communities towards making more sustainable decisions regarding the use of local wildlife. The implementation of those actions relies on further research that should focus on four main topics: (1) quantifying hunting pressure in local rural communities, (2) assessing the status of the main targeted game species in the region, (3) assessing the potential for sustainable economic activities in the region and (4) quantifying hunting pressure originating in the urban centres, including hunting prevalence and frequency and the trade of wild meat.

Acknowledgements We thank the local communities for sharing the knowledge upon which this study was based, and Karen Mustin and two anonymous reviewers for their valuable inputs. This investigation was funded by The Rufford Foundation (22322-1), the Conservation Leadership Programme (02327917) and Idea Wild. SMS and BRCR are supported by student stipends from CAPES.

Author contributions Study design: SMS, BRCR, RRH; fieldwork: SMS, BRCR; data analysis: SMS, RRH; writing: SMS, BRCR, JJT, RRH.

Conflicts of interest None.

Ethical standards The research abided by the Oryx guidelines on ethical standards. All methods complied with the Brazilian legal requirements for research involving human subjects and were approved by the ethics committee of Universidade Federal do Amapá.

REFERENCES

- ALTHERR, S. (2007) *Going to Pot: the Neotropical Bushmeat Crisis and its Impact on Primate Populations*. Care for the Wild and Pro Wildlife, Kingsfold, UK.
- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., DE MORAES, G., LEONARDO, J. & SPAROVEK, G. (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728.
- BARONA, E., RAMANKUTTY, N., HYMAN, G. & COOMES, O.T. (2010) The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, 5, 024002.
- BARTON, K. (2018) *MuMIn*: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4. <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf> [accessed 4 July 2019].
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R., SCHIPPER, A.M., INGRAM, D.J., VERWEIJ, P.A., EIKELBOOM, J.A.J. & HUIJBREGTS, M.A.J. (2017) The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356, 180–183.
- BIVAND, R.S., PEBESMA, E.J. & GÓMEZ-RUBIO, V. (2013) *Applied Spatial Data Analysis with R*. 2nd edition. Springer, New York, USA.
- BODMER, R.E., EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. (1997) Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology*, 11, 460–466.
- BRASHARES, J.S., ARCESE, P., SAM, M.K., COPPOLILLO, P.B., SINCLAIR, A.R. & BALMFORD, A. (2004) Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science*, 306, 1180–1183.
- CARVALHO, W.D. & MUSTIN, K. (2017) The highly threatened and little known Amazonian savannahs. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0100.
- COCHRAN, W.G. (1977) *Sampling Techniques*. 3rd edition. John Wiley & Sons, New York, USA.
- CONTEH, A., GAVIN, M.C. & SOLOMON, J. (2015) Quantifying illegal hunting: a novel application of the quantitative randomised response technique. *Biological Conservation*, 189, 16–23.
- DAMANIA, R., MILNER-GULLAND, E.J. & CROOKES, D.J. (2005) A bioeconomic analysis of bushmeat hunting. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 272, 259–266.
- DIAS JUNIOR, M.B.F., CUNHA, H.F.A. & DE CASTRO DIAS, T.C.A. (2014) Caracterização das apreensões de fauna silvestre no estado do Amapá, Amazônia oriental, Brasil. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, 4, 65–73.
- FA, J.E., CURRIE, D. & MEEUWIG, J. (2003) Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30, 71–78.
- FA, J.E., FARFÁN, M.A., MARQUEZ, A.L., DUARTE, J., NACKONEY, J., HALL, A.M.Y., et al. (2014) Mapping hotspots of threatened species traded in bushmeat markets in the Cross–Sanaga Rivers Region. *Conservation Biology*, 28, 224–233.
- FAHRIG, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649–1663.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). (2019) Pesticides use (1990–2017). Retrieved from: <http://www.fao.org/faostat/en/?#data/RP>. FAO, Rome, Italy.
- FOX, J. & WEISBERG, S. (2011) *An R Companion to Applied Regression*. Sage Publications, Thousand Oaks, USA.
- FRAGOSO, J.M., LEVI, T., OLIVEIRA, L.F., LUZAR, J.B., OVERMAN, H., READ, J.M. & SILVIUS, K.M. (2016) Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: implications for the sustainability of subsistence hunting. *PLOS One*, 11, e0152659.
- HILÁRIO, R.R., DE TOLEDO, J.J., MUSTIN, K., CASTRO, I.J., COSTA-NETO, S.V., KAUANO, É.E. et al. (2017) The fate of an Amazonian savanna: government land-use planning endangers sustainable development in Amapá, the most protected Brazilian state. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917735416.
- IBGE (2010) *Censo Demográfico 2010–Grade Estatística*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brazil.
- IBGE (2015) *Base Cartográfica Contínua 1:250.000*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brazil. [Ftp://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2015/Shapefile/](ftp://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2015/Shapefile/).
- IBGE (2017) *Panorama das Unidades Federativas com Base no Censo Demográfico de 2010*. v4.3.8.5. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brazil. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ap> [accessed 2 October 2019].

- IEPA (2008) *Macrodiagnóstico do Estado do Amapá: Primeira Aproximação do ZEE/ Equipe Técnica do ZEE - AP*. 3rd ed. IEPA (Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá), Macapá, Brazil.
- JACKMAN, S. (2017) *pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory*. R package version 1.5.2. <https://github.com/atahk/pscl/> [accessed 9 September 2019].
- MAXWELL, S.L., FULLER, R.A., BROOKS, T.M. & WATSON, J.E. (2016) Biodiversity: the ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536, 143–145.
- MILNER-GULLAND, E.J. & BENNETT, E.L. (2003) Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 351–357.
- MORO, M., FISCHER, A., CZAJKOWSKI, M., BRENNAN, D., LOWASSA, A., NAIMAN, L.C. & HANLEY, N. (2013) An investigation using the choice experiment method into options for reducing illegal bushmeat hunting in western Serengeti. *Conservation Letters*, 6, 37–45.
- MUSTIN, K., CARVALHO, W.D., HILÁRIO, R.R., COSTA-NETO, S.V., SILVA, C., VASCONCELOS, I.M. et al. (2017) Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. *Nature Conservation*, 22, 107–127.
- NASI, R., BROWN, D., WILKIE, D., BENNETT, E., TUTIN, C., VAN TOL, G. & CHRISTOPHERSEN, T. (2008) *Conservation and Use of Wildlife-Based Resources: the Bushmeat Crisis*. CBD Technical Series Number 33. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Québec, Canada, and Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- PANGAU-ADAM, M., NOSKE, R. & MUEHLENBERG, M. (2012) Wildmeat or bushmeat? Subsistence hunting and commercial harvesting in Papua (West New Guinea), Indonesia. *Human Ecology*, 40, 611–621.
- PASSOS, C.J.S., DA SILVA, D.S., LEMIRE, M., FILLION, M., GUIMARÃES, J.R.D., LUCOTTE, M. & MERGLER, D. (2008) Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 18, 76–87.
- PEBESMA, E.J. (2004) Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences*, 30, 683–691.
- PEBESMA, E.J. & BIVAND, R.S. (2005) Classes and methods for spatial data in R. *R News*, 5, 9–13.
- PERES, C.A. (1997) *Evaluating the Sustainability of Subsistence Hunting in Tropical Forests*. CSERGE Working Paper GEC 97-22. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia, Norwich, UK.
- R Core Team (2017) *R: a Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RIPPLE, W.J., ABERNETHY, K., BETTS, M.G., CHAPRON, G., DIRZO, R., GALETTI, M. et al. (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3, 160498.
- ROOSEVELT, A.C., DA COSTA, M.L., MACHADO, C.L., MICHAEL, M., MERCIER, N., VALLADAS, H. et al. (1996) Paleoindian cave dwellers in the Amazon: the peopling of the Americas. *Science*, 272, 373–384.
- SAFFIRIO, G. & SCAGLION, R. (1982) Hunting efficiency in acculturated and unacculturated Yanomama villages. *Journal of Anthropological Research*, 38, 315–327.
- SAMPAIO, R., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E. & PERES, C.A. (2010) Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2421–2439.
- TORRES, P.C., MORSELLO, C., PARRY, L., BARLOW, J., FERREIRA, J., GARDNER, T. & PARDINI, R. (2017) Landscape correlates of bushmeat consumption and hunting in a post-frontier Amazonian region. *Environmental Conservation*, 45, 315–323.
- ULLAH, S., ZUBERI, A., ALAGAWANY, M., FARAG, M.R., DADAR, M., KARTHIK, K. et al. (2018) Cypermethrin induced toxicities in fish and adverse health outcomes: its prevention and control measure adaptation. *Journal of Environmental Management*, 206, 863–871.
- ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A. & SMITH, G.M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York USA.

CAPÍTULO 2 – PADRÕES LOCAIS DE CAÇA NA REGIÃO DE OCORRÊNCIA DO GUARIBA-DE-MÃOS-RUIVAS NAS SAVANAS DO AMAPÁ

Resumo

A caça é um dos principais fatores de ameaça à conservação do guariba-de-mãos-ruivas. Em sua região de ocorrência no estado do Amapá, a carne desse primata é consumida por caçadores de subsistência em comunidades rurais da região. Entretanto, pouco se sabe sobre a pressão de caça à qual a espécie é exposta, ou sobre os padrões gerais de caça das comunidades da região. Neste trabalho, nós descrevemos o perfil de caça, a importância da carne de caça ao longo do ano e determinantes socioeconômicos e ambientais dessa atividade em comunidades rurais nas savanas do Amapá. Nós coletamos dados sobre alvos de caça e aspectos socioeconômicos de caçadores através de entrevistas semiestruturadas com representantes de 68 residências e obtivemos dados das atividades de caça de 39 moradores da região de estudo entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019. Nós estimamos que aproximadamente 90 espécies de vertebrados são caçadas na região. Mais da metade dos animais caçados estão distribuídos entre as cinco espécies mais caçadas. Os mamíferos são a principal fonte de carne de caça explorada, sendo que tatus-galinha, cutias e capivaras são os mamíferos mais caçados. Entre os répteis, jabutis, jacarés e tracajás também foram importantes na região. Entre os mamíferos mais caçados, apenas o guariba-de-mãos-ruivas (a 12ª espécie mais caçada) é ameaçado de extinção e foi o primata mais caçado na região de estudo. De modo geral, não observamos efeito da precipitação na composição, número, biomassa, ou riqueza de espécies de animais caçados. No entanto, variáveis ambientais e características socioeconômicas dos caçadores influenciaram na composição das espécies caçadas. Nós sugerimos que as variações observadas são reflexo dos efeitos da variação tanto na disponibilidade de presas – regulada pelas variáveis ambientais – como nas motivações dos caçadores (consumo próprio, venda ou lazer) – moduladas tanto por variáveis ambientais como por características socioeconômicas.

Palavras-chave: Caça de subsistência; *Alouatta belzebul*; Savanas amazônicas; Perfil de caça

INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos 500 anos, pelo menos 322 espécies de vertebrados terrestres foram extintos e as que persistiram tiveram em média declínios de 25% em suas abundâncias (Dirzo et al. 2014). A sobrecaça teve um importante papel nesse processo e ainda hoje se mantém como uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade global (Maxwell et al. 2016, Ripple et al. 2016a). O aprimoramento das técnicas empregadas, assim como o crescimento da população humana e do comércio de carne de caça têm aumentado os impactos da caça sobre as espécies (Milner-Gulland e Bennett 2003, Nasi et al. 2008). Sobretudo, estudos em diferentes partes do globo apontam que a caça geralmente ocorre de modo insustentável (BCTF 2000, Aquino et al. 2007, Benítez-López et al. 2017).

As consequências da defaunação se estendem sobre diversas funções ecossistêmicas afetando desde aspectos como qualidade da água e produção de alimento para a humanidade, até padrões evolutivos (Dirzo et al. 2014, Young et al. 2016). Ainda assim, a caça de subsistência é um aspecto importante do modo de vida e da cultura de comunidades rurais, assim como um componente crucial da segurança alimentar de comunidades isoladas e frequentemente socioeconomicamente vulneráveis (Alves et al. 2018, Torres et al. 2018).

Graças à falta de regulação da caça e às dimensões continentais da região amazônica, as informações sobre os níveis de caça na Amazônia ao longo do tempo são pontuais ou inexistentes (Antunes et al. 2016). Porém, é seguro assumir que o esforço de caça tenha se intensificado junto com o aumento da ocupação humana no bioma (Milner-Gulland e Bennett 2003, Antunes et al. 2016). Desse modo, conforme o número de pessoas e de assentamentos humanos continuam a crescer na Amazônia, a necessidade de garantir a sustentabilidade da caça na região é mais urgente do que nunca. A potencial ameaça que a caça representa para a biodiversidade demanda a busca por métodos para minimizar a sobrecaça e garantir a subsistência das comunidades humanas que dependem desse recurso (Alves et al. 2018).

Savanas amazônicas são ecossistemas altamente ameaçados, por vezes descritos como as últimas fronteiras do agronegócio no bioma (Carvalho e Mustin 2017, Hilário et al. 2017). Mesmo no estado mais conservado da Amazônia brasileira – o Amapá –, as savanas são o ecossistema menos protegido e o mais densamente ocupado por populações humanas (Hilário et al. 2017). A paisagem na qual as comunidades rurais e tradicionais da região vivem, tem se transformado rapidamente ao longo dos últimos anos e ainda se sabe muito pouco sobre como essas mudanças podem afetar os modos de vida e as interações entre essas pessoas e a biodiversidade local (Carvalho e Mustin 2017, Hilário et al. 2017).

Os mamíferos geralmente são os principais alvos da caça de subsistência (Bodmer 1995). Ao menos 95 espécies de mamíferos não-voadores já foram registradas no estado do Amapá, das quais pelo menos 55 ocorrem nas regiões de savana (Silva et al. 2013, Piña et al. 2019). Sete espécies ameaçadas de mamíferos terrestres ocorrem na região de savanas do Amapá – *Alouatta belzebul* (VU), *Tapirus terrestris* (VU), *Priodontes maximus* (VU), *Myrmecophaga tridactyla* (VU), *Tayassu pecari* (VU), *Leopardus tigrinus* (VU), e *Pteronura brasiliensis* (EN) (Piña et al. 2019, IUCN 2020). A caça é uma das principais ameaças a todas essas espécies (IUCN 2020). Dessa lista, *A. belzebul*, o guariba-de-mãos-ruivas é a única espécie que não ocorre nas extensas áreas protegidas de floresta contínua na porção Norte do estado e é o único primata ameaçado de extinção nas savanas do Amapá (Silva et al. 2013).

A carne de caça é um elemento comum do modo de vida das comunidades rurais das savanas do Amapá. Ainda assim, mesmo conhecimentos básicos sobre as principais espécies consumidas na região ainda são escassos (Ferreira et al. 2012), assim como o papel que a carne de caça desempenha na subsistência dessas pessoas ao longo do ano e como variáveis ambientais e socioeconômicas podem influenciar os padrões de caça locais. A contribuição de pesquisas etnozoológicas é crucial para entender o contexto multidimensional no qual a caça se insere (Alves et al. 2018). Conhecimento, por sua vez, vital para o planejamento de conservação da biodiversidade local de modo a respeitar a segurança alimentar das comunidades que lá vivem.

Neste trabalho, nós identificamos e avaliamos as importâncias relativas das espécies alvo da caça de subsistência na região de ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá, descrevemos os padrões locais de caça ao longo do ano e avaliamos a influência de variáveis ambientais e socioeconômicas sobre os padrões observados.

MÉTODOS

Área de estudo

A paisagem das savanas do Amapá abrange 10.021 km² caracterizados por manchas de floresta, florestas de galeria, buritizais, campos inundáveis e lagos distribuídos em formações predominantemente abertas de savana (IEPA 2008, Hilário et al. 2017). Apesar das limitações de conhecimento sobre a biodiversidade local, espécies endêmicas de plantas e várias espécies de peixes, aves e mamíferos com distribuições geográficas restritas e/ou ameaçados de extinção ocorrem nessa região (Mustin et al. 2017).

Nossa área de estudo foi a região sudeste das savanas do Amapá (Figura 1). Os principais centros urbanos do estado, Macapá e Santana, estão localizados nessa região – que possui a maior população humana, maior densidade de estradas e rodovias, e é onde também está concentrada a recente expansão das áreas de plantação de soja no estado (Hilário et al. 2017, Mustin et al. 2017). Nós trabalhamos com caçadores locais, moradores das comunidades rurais da região.

Coleta de dados

As informações sobre caça e consumo de primatas foram obtidas em entrevistas feitas em 68 residências nas savanas do Amapá com o apoio de assistentes locais (Capítulo 1). As pessoas cujas atividades de caça são analisadas neste capítulo são um subconjunto dessa amostra. Nós informamos todos os participantes dos objetivos do estudo, que sua participação era voluntária, e que nós usaríamos a informação de forma anônima e estritamente para fins de pesquisa científica. Nós só iniciamos as entrevistas depois de receber o consentimento verbal dos entrevistados.

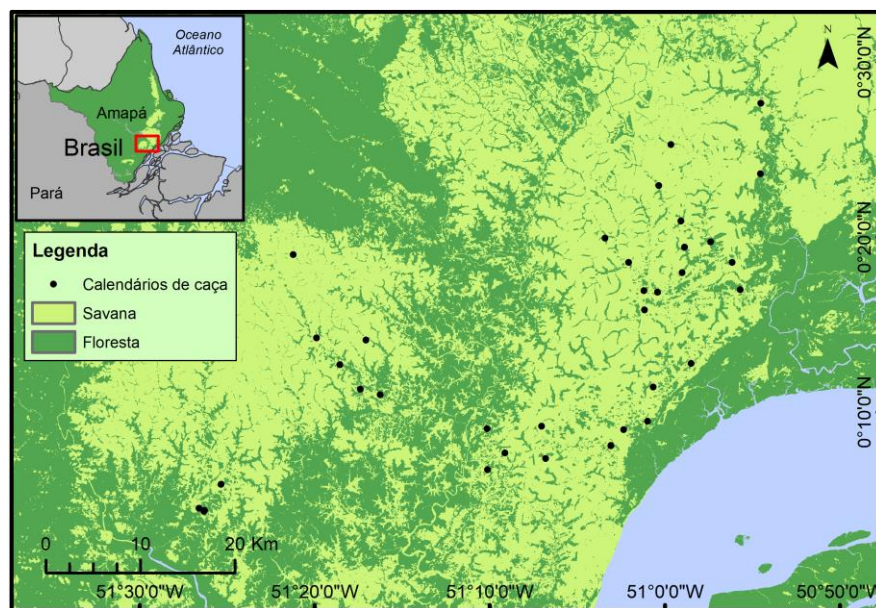


Figura 1. Distribuição dos 39 caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá que forneceram informações sobre suas atividades de caça através de calendários de caça, entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019.

A abordagem para a entrevista foi em forma de uma conversa informal, entre dois pesquisadores, um assistente local e o entrevistado. Nós entrevistamos o/a chefe da família ou

o principal caçador de cada casa. Nós perguntamos se os entrevistados (1) já haviam comido carne de caça; (2) se já haviam comido carne de primatas; (3) se já haviam caçado primatas; e (4) se haviam comido carne de primatas nos últimos 12 meses (Apêndice 1). Também coletamos informações sobre a renda mensal dos moradores do domicílio, número de residentes e idade do caçador. Por fim, pedimos a 40 caçadores experientes que listassem todas as espécies de animais caçadas para alimentação na região de estudo. Ao final de cada entrevista, nós convidamos os caçadores a participar voluntariamente de um programa de monitoramento de todas as suas atividades de caça de fevereiro de 2018 a janeiro de 2019. A seleção dos colaboradores dependeu da disposição de cada caçador em contribuir voluntariamente para a pesquisa e, semelhantemente, a distribuição final de informações úteis às análises dependeu do comprometimento e realidade individual da vida de cada participante (Figura 1).

Para aqueles que concordaram em participar, nós fornecemos um calendário ilustrado de espécies de caça comumente citadas na região no qual os caçadores (ou um membro de sua família) poderiam registrar informações básicas sobre cada caçada bem sucedida durante o período de estudo. As informações a serem registradas nos calendários eram: (1) data; (2) espécie; (3) número de animais; (4) sexo; e (5) distância linear estimada da casa do caçador até o local da caça. Quarenta e sete caçadores concordaram em participar da pesquisa. Entretanto, 39 deles forneceram algum tipo de informação útil (Tabela 1).

Uma pessoa em cada residência assumiu a tarefa de preencher as informações dos calendários. Nós treinamos os responsáveis sobre como preencher o calendário de forma apropriada e revisitamos cada residência a cada 2-3 meses para acompanhar a qualidade dos dados sendo registrados e fortalecer a relação entre os pesquisadores e os colaboradores. Adicionalmente, durante o período de estudo, eu – o pesquisador responsável pelo contato com os caçadores – também estava realizando coletas de dados de campo em manchas florestais na região para uma outra investigação (Capítulo 3). Nós priorizamos contratar os caçadores que estavam participando do monitoramento de caça como assistentes de campo, para reforçar a relação de colaboração sempre que foi possível (*i.e.* quando as manchas florestais estavam perto da residência dos caçadores) e apropriado (*i.e.* quando os caçadores queriam o trabalho). Nós contratamos 20 dos 39 colaboradores como assistentes de campo ao longo do trabalho.

Tabela 1. Qualidade das informações fornecidas por caçadores locais de comunidades rurais das savanas do Amapá no projeto de monitoramento de caça entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019.

Categoria	Descrição	Número de caçadores monitorados
Inativos	Caçadores que não caçaram durante o período de estudo.	3
Oportunísticos	Caçadores que fizeram registros esporadicamente e não forneceram dados completos de nenhum mês amostral.	3
Incompletos	Caçadores que forneceram registros de apenas alguns dos meses do período de estudo.	10
Completos agrupados	Caçadores que registraram todos os registros de caça dos 12 meses amostrais, porém no mesmo calendário (<i>i.e.</i> impossível distinguir atividade individual).	2
Completos perfeitos	Caçadores que forneceram dados de todos os registros de caça dos 12 meses amostrais seguindo o protocolo de registro corretamente.	21
Total		39

Selecionamos um *buffer* de raio de 5 km para amostrar atributos ambientais que podem influenciar nos padrões de caça. Ess tamanho de *buffer* foi definido porque dentre os registros de caça com estimativas de distância, 84% das caçadas ($n = 91$) e 76% dos animais caçados ($n = 145$) estiveram dentro do raio de 5 km a partir da residência dos caçadores (Figura 2).

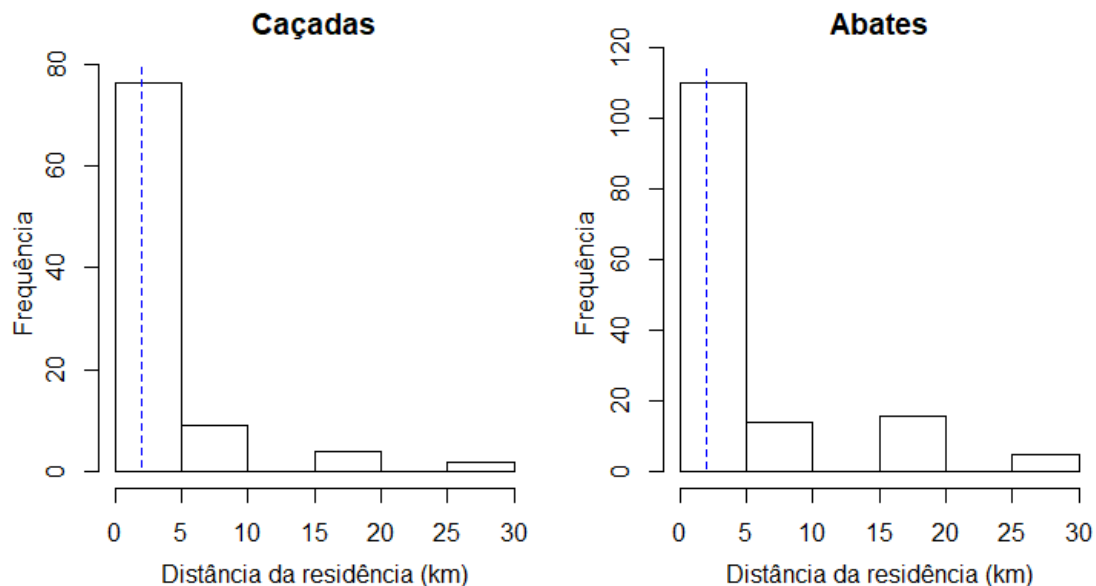


Figura 2. Histogramas das distâncias lineares estimadas pelos caçadores de suas residências até o local de cada caçada (excursão) e abate (cada animal morto) registrados por caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá, Brasil. As linhas verticais azuis indicam as medianas das distâncias registradas em cada gráfico.

Nós usamos imagens de satélite Landsat 8 (cenas: 225/60 de 2015 e 226/59 e 226/60 de 2016) para estimar a cobertura florestal e o comprimento de rios dentro de buffers centrados na casa de cada um dos colaboradores. Nós estimamos a população humana dentro dos buffers usando a grade estatística do censo populacional mais recente da região (IBGE 2010). Nós usamos o *software* ArcGIS 10.5 (Esri, Redlands, USA) para extrair essas variáveis. Nós estimamos a distância de centros urbanos (definidos como áreas urbanas com população >10.000) como a menor distância via estradas das residências até o centro urbano mais próximo com base nas imagens de satélite do Google Earth Pro 7.3.2.5491 (Google, Mountain View, USA). Nós calculamos a renda mensal *per capita* como o quociente da renda mensal de cada residência pelo seu número de residentes.

Análises de dados

Em alguns casos, tanto durante as entrevistas como nos registros dos calendários, os nomes comuns usados pelos caçadores não permitiram a identificação da espécie(s) citada(s). Nesses casos nós consideramos o registro como uma espécie, mas o computamos usando uma classificação mais ampla (*e.g.*: “jabuti” foi computado como *Chelonoidis* spp., “jiboia” como *Boidae* spp., “gavião” como *Accipitridae* spp.). Nós descartamos a informação de caçadores inativos ou que forneceram registros oportunistas das análises de estatísticas. Por causa dos calendários incompletos, o número de caçadores monitorados em cada mês variou entre 24 e 31. Para gerar as curvas de rarefação para estimar a riqueza de espécies caçadas, nós consideramos cada caçador-mês como uma unidade amostral, incluindo apenas calendários incompletos e completos perfeitos.

Nas análises de variação mensal no número, biomassa e riqueza de espécies de animais caçados, nós consideramos apenas os calendários completos (perfeitos e agrupados). Nas análises dos efeitos de variáveis ambientais e socioeconômicas nas atividades de caça, nós usamos apenas os dados dos calendários completos perfeitos. Nós utilizamos o *software* R 3.4.3 para fazer todas as análises estatísticas (R Core Team 2017).

Nós estimamos a biomassa dos animais caçados como a soma da média de massa corporal das espécies. Os valores de massa corporal média das espécies foram obtidos da literatura (Bakhuis 1982, Bjorndal 1989, Lima 2007, Farias et al. 2013, Campos e Magnusson 2013, Böhm 2013, Wilman et al. 2014, Lemaire et al. 2018). Nós estimamos o índice de diversidade alfa de Fisher do perfil de caça de cada caçador usando o pacote “vegan” (Oksanen et al. 2018).

Nós obtivemos os valores médios de precipitação mensal de Macapá (<https://pt.climate-data.org>) e fizemos uma análise de correlação de Pearson, com *lags* entre zero e dois meses, entre precipitação e riqueza de espécies, biomassa e número de animais caçados em cada mês com os dados dos calendários completos perfeitos. Nesse caso, o intuito foi determinar se a precipitação do mês em questão ou de até dois meses antes afetam a riqueza, biomassa e número de animais caçados.

Nós utilizamos números de Hill para estimar a riqueza de espécies caçadas com base nos dados das listas de espécies fornecidas pelos caçadores durante as entrevistas (dados de entrevista) e também com base nos registros de animais caçados obtidos no monitoramento através dos calendários de caça (dados de monitoramento). As estimativas de riqueza e curvas de rarefação foram criadas usando o pacote ‘iNEXT’ (Chao et al. 2014, Hsieh et al. 2020).

Nós utilizamos o teste de uniformidade de Rayleigh, usando o pacote ‘circular’ (Agostinelli e Lund 2017), para determinar se a variação dos registros de caça e biomassa coletada ao longo do ano apresentava uma média direcional significativa. Usamos uma Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) para investigar diferenças no número e biomassa total de animais caçados em cada estação, usando os dados dos calendários completos perfeitos.

Nós aplicamos uma transformação logarítmica dos dados de renda *per capita* e de população humana para obter uma distribuição normal e reduzir a variação entre os pontos. Nós usamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) para investigar a influência das variáveis independentes (idade do caçador, renda *per capita*, cobertura florestal, comprimento de rios, população humana e distância de centros urbanos) sobre o número, biomassa total, riqueza de espécies e diversidade dos animais caçados. Como o modelo para biomassa total gerou números previstos menores que zero e também para acomodar a relação não linear entre as variáveis, nós usamos um *link* logarítmico na função do GLM. Para investigar a influência das variáveis independentes na composição das espécies caçadas por cada caçador, nós aplicamos uma Análise de Correspondência Destendenciada (DAC) à matriz de abundância das espécies registradas por cada caçador para determinar, com base no comprimento dos eixos, se usaríamos uma Análise de Redundância (RDA), ou uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Ter Braak e Smilauer 2002). Os comprimentos do primeiro e segundo eixos foram maiores que 2,5, então nós usamos a CCA. Nós usamos a função “ordistep”, que aplica testes de permutação para fazer uma seleção baseada na significância de cada variável e na

proporção de variação explicada (R^2) para encontrar o melhor modelo de CCA. Nós usamos o pacote “vegan” (Oksanen et al. 2018) para essas análises.

Nós usamos o pacote “car” (Fox e Weisberg 2011) para calcular os fatores de inflação da variância (VIF) dos modelos para detectar problemas de multicolinearidade. A população humana e a distância de centros urbanos tiveram $VIF > 3$ para os GLM, então nós removemos a população humana dessas análises (Zuur et al. 2009), o que eliminou os problemas de multicolinearidade. Para a CCA, nenhuma variável apresentou $VIF > 3$. Usando variogramas criados com o pacote “gstat” (Pebesma 2004) e “sp” (Pebesma e Bivand 2005, Bivand et al. 2013) nós atestamos que não havia autocorrelação espacial nos resíduos dos modelos. Nós definimos o melhor modelo para cada variável resposta como aquele com o menor AICc e melhor ajuste dos dados (resíduos aleatórios e com distribuição normal, ausência de multicolinearidade, autocorrelação espacial nos resíduos e de influência de *outliers*), usando a função “model.avg” do pacote “MuMIn” (Barton 2018).

Nós usamos a função Poncho.R (Dambros 2014) para criar histogramas do número de animais caçados por espécie em cada mês. Apenas os registros dos calendários completos foram considerados para esse histograma.

RESULTADOS

Aproximadamente 8% ($n = 3$) dos caçadores não caçaram durante os 12 meses de monitoramento (*i.e.* caçadores inativos). Após excluir os caçadores inativos e os que forneceram apenas registros oportunistas (15%, $n = 6$), nossa amostra totalizou 315 caçadores-meses de monitoramento.

Listas de espécies consumidas – comparando entrevistas e calendários de caça

Entrevistas

As listas de animais caçados para alimentação na região, fornecidas por 40 caçadores entrevistados, totalizaram 82 espécies, sendo 36 mamíferos, 30 aves e 16 répteis (Tabela 2; Tabela S1). Os caçadores listaram em média $20,6 \pm 7,6$ espécies. Nós estimamos que as listas fornecidas pelos caçadores durante as entrevistas detectaram 99%, 97%, e 75% da riqueza total de espécies de répteis, mamíferos e aves, respectivamente (Tabela 2; Figura 3). Isso

equivale a detecção de 91% da riqueza total de espécies alvo de caça de subsistência na região de estudo.

Dados de monitoramento

Entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019 nós agrupamos registros de abate de 672 animais silvestres – 511 identificados a nível de espécie, 112 a nível de gênero, 38 a nível de ordem (37 crocodilianos e 1 coruja) e 11 aves a nível de classe. Esses registros totalizaram 33 espécies – 18 mamíferos, 8 répteis, e 7 aves (Tabela 2). Nós estimamos ter detectado 97%, 93%, e 45% do número total de espécies de mamíferos, aves, e répteis caçados na região, respectivamente. Essas porcentagens equivalem a detecção de 84% da riqueza total de espécies caçadas na região de estudo.

Tabela 2. Riqueza de espécies (observada e estimada através de números de Hill) dos vertebrados caçados para alimentação nas savanas do Amapá, de acordo com entrevistas com 40 caçadores locais e de acordo com os registros de animais caçados durante o monitoramento de 39 caçadores locais durante 352 caçadores-meses (calendários completos e incompletos; 157 com algum registro de caça). LCL: Limite inferior do intervalo de confiança de 95%. UCL: Limite superior do intervalo de confiança de 95%.

	Observado	Estimado	Erro padrão	LCL	UCL
<i>Entrevistas</i>					
Total	82	89,8	5,90	84,09	111,16
Mamíferos	36	37,0	1,83	36,09	46,84
Aves	30	39,9	8,79	32,20	74,17
Répteis	16	16,2	0,52	16,01	19,46
<i>Monitoramento</i>					
Total	33	39,4	5,89	34,36	62,73
Mamíferos	18	18,5	1,02	18,04	24,20
Aves	7	7,5	1,30	7,03	15,29
Répteis	8	17,9	9,99	9,90	59,19

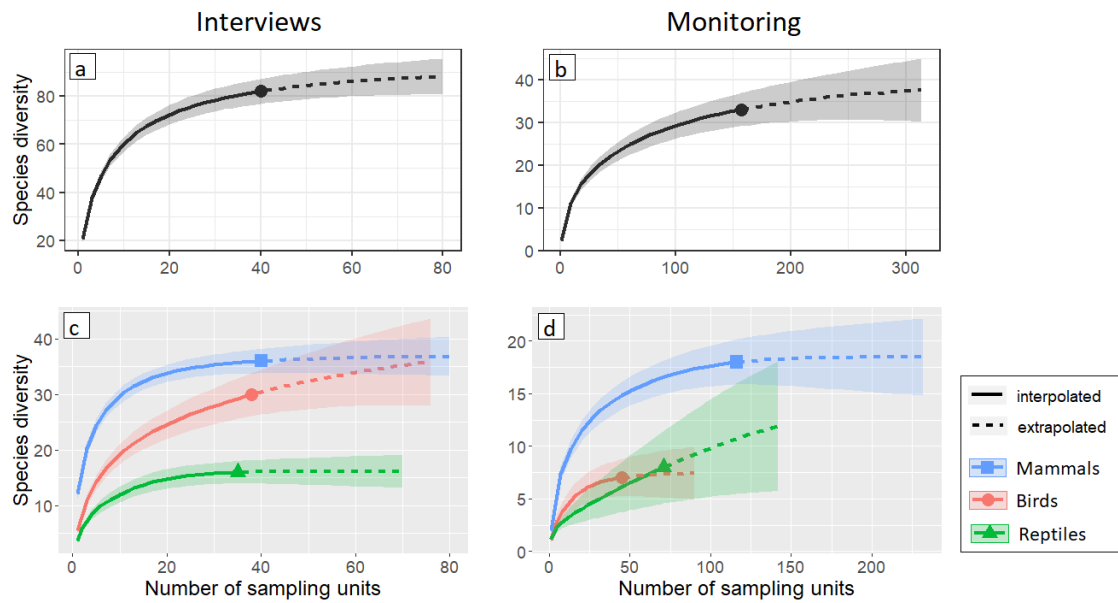


Figura 3. Riqueza observada e estimada (números de Hill, $q = 0$) de espécies caçadas de modo geral (a e b) e separada por grupo taxonômico (c e d). Gráficos construídos a partir de entrevistas – (a) e (c) – e a partir dos registros de caça no monitoramento de 352 caçadores-meses (calendários completos e incompletos; 157 caçadores-meses com algum registro de caça) – (b) e (d) – nas savanas do Amapá, Brasil.

Padrões de caça ao longo do ano

Enquanto a riqueza de espécies exploradas e o número de animais caçados mensalmente se mantiveram relativamente estáveis ao longo do ano, a biomassa coletada exibiu um padrão de um mês de pico seguido de meses de extrações progressivamente decrescentes eventualmente levando a um novo mês de pico (Figura 4). Os padrões de caça dos caçadores monitorados não estiveram correlacionados com a precipitação, mesmo quando considerando um ou dois meses de diferença (Tabela 3).

O maior pico na biomassa total coletada pelos caçadores ocorreu em novembro (Figura 4). Esse pico foi causado por uma atividade excepcionalmente alta de um dos caçadores (ID #6), que foi responsável por 41% (342 kg) da biomassa total desse mês. Antes de novembro, esse caçador havia sido ativo (*i.e.* tinha caçado ao menos um animal) em todos os meses de monitoramento, caçando entre 11 e 92 kg (média = $38,8 \pm 30,2$) de carne de caça mensalmente. Depois de novembro, ele não caçou mais até o final do monitoramento. Picos similares de biomassa coletada num mês intercalados por meses de pouca ou nenhuma atividade foram observados para os 13 caçadores mais ativos da amostra. Esse

comportamento, gerou o padrão de flutuação mensal da biomassa total coletada, observado na nossa amostra.

Tabela 3. Significância e índices de correlação de Pearson entre precipitação e riqueza de espécies; biomassa total; e número de animais caçados mensalmente por 23 caçadores (calendários completos) ao longo de 12 meses de monitoramento em comunidades rurais das savanas do Amapá, considerando lags de 0 a 2 meses entre os valores de precipitação e os valores de caça.

	Riqueza de espécies			Número de animais			Biomassa		
	<i>lag</i> = 0	<i>lag</i> = 1	<i>lag</i> = 2	<i>lag</i> = 0	<i>lag</i> = 1	<i>lag</i> = 2	<i>lag</i> = 0	<i>lag</i> = 1	<i>lag</i> = 2
r	0,2	0,42	0,31	0,17	0,52	0,48	-0,27	-0,05	-0,15
p	0,53	0,17	0,33	0,60	0,09	0,11	0,39	0,88	0,65

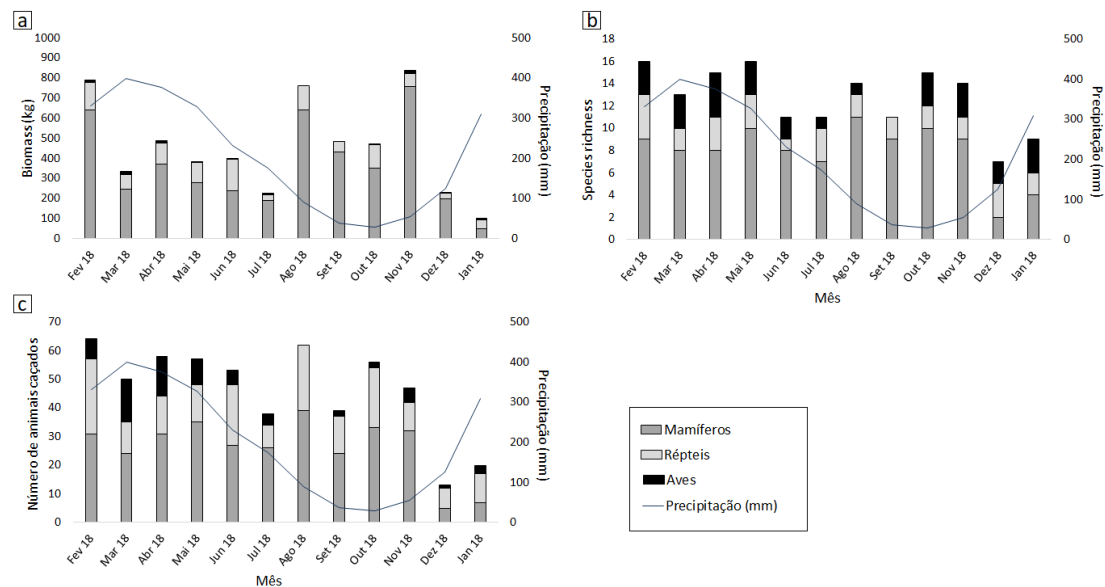


Figura 4. Valores de (a) biomassa total, (b) riqueza de espécies, e (c) número de animais caçados durante 12 meses de monitoramento de 23 caçadores (calendários completos) de comunidades rurais e a precipitação mensal média nas savanas do Amapá, Brasil.

Mamíferos foram a principal fonte de carne de caça utilizada na região de estudo, representando mais da metade dos animais caçados e 78,7% da biomassa total extraída (Tabela 4). Durante a estação chuvosa, a importância relativa de répteis e aves aumentou, mas

ainda assim mamíferos representaram 51,4% dos animais e 73,1% da biomassa coletada pelos caçadores.

Tabela 4. Composição por classe do número e da biomassa total de animais caçados para alimentação por 23 moradores (calendários completos) de comunidades rurais das savanas do Amapá ao longo de 12 meses de monitoramento, entre Fevereiro de 2018 e Janeiro de 2019.

Classe	Número de animais			Biomassa (kg)		
	Seca	Chuvosa	Total	Seca	Chuvosa	Total
Mamíferos	128	188	316	2177,4	2246,8	4424,2
	62,7%	51,4%	55,4%	85,4%	73,1%	78,7%
Répteis	67	112	179	357,9	730,7	1088,6
	32,8%	30,6%	31,4%	14,0%	23,8%	19,4%
Aves	9	66	75	14,3	95,0	109,3
	4,4%	18,0%	13,2%	0,6%	3,1%	1,9%
Total	204	366	570	2549,6	3072,5	5622,1

Répteis foram a segunda classe mais caçada de animais na nossa região de estudo (Tabela 4). A importância dos répteis foi relativamente estável entre as estações considerando o número de animais caçados. Entretanto, considerando a biomassa coletada, répteis foram quase duas vezes mais importantes durante a estação chuvosa. Essa variação resultou da mudança de registros de caça de *Podocnemis unifilis* (tracajá) – caçada 3,3 vezes mais frequentemente durante a estação seca – para a captura de crocodilianos – caçados 1,2 vezes mais frequentemente durante a estação chuvosa. Apesar de a variação na frequência de captura de crocodilianos ter sido menor do que a de tracajás, o efeito dessa variação sobre a biomassa coletada superou a baixa nos registros de tracajá na estação chuvosa porque a biomassa média das espécies de crocodilianos registradas (11 kg) é cerca de cinco vezes maior do que a desses quelônios (2,2 kg).

As aves foram o grupo de animais caçados com menor importância na nossa amostra (Tabela 4). Durante a estação chuvosa, a biomassa de aves representou uma porcentagem da cerca de cinco vezes maior do que o registrado na estação seca. Essa variação foi resultado da captura de Anseriformes, especificamente patos-do-mato (*Cairina moschata*) e marrecas-caboclas (*Dendrocygna autumnalis*). Patos-do-mato foram caçados quase cinco vezes mais frequentemente durante a estação chuvosa e, enquanto marrecas-caboclas não foram capturadas durante a estação seca, durante a estação chuvosa a espécie foi registrada em cinco dos oito meses (de fevereiro a junho) somando 24 indivíduos caçados. A maioria das espécies de aves foi apenas raramente registrada (*i.e.* entre um e três indivíduos capturados ao longo de

tudo o período de estudo), sendo as duas espécies de Anseriformes as únicas exceções a essa regra (*C. moschata*, n = 31; *D. autumnalis*, n = 24).

Tabela 5. Testes de uniformidade de Rayleigh aplicados à abundância de animais caçados para alimentação por 23 caçadores ao longo de 12 meses de monitoramento – fevereiro de 2018 a janeiro de 2019 – nas savanas do Amapá.

Classe	No. de animais		Biomassa	
	Z	p	Z	p
Mamíferos	0,362	0,210	0,393	0,157
Répteis	0,208	0,603	0,189	0,660
Aves	0,269	0,429	0,316	0,309
Total	0,425	0,112	0,367	0,201

Apesar dos números baixos de animais caçados em dezembro e janeiro (Figura 4), nem a distribuição dos números nem da biomassa de animais caçados ao longo do ano exibiram médias direcionais significativas (*i.e.* foram homogêneas ao longo do ano) (Tabela 5). Adicionalmente, apesar das variações nas importâncias relativas de táxons nos registros de caça entre as estações (Figura 5), a composição geral de espécies nos registros não variou de modo significativo entre estações nem considerando o número de animais (PERMANOVA: $R^2 = 0,04$; $F = 1,48$; $p = 0,14$), nem a biomassa ($R^2 = 0,03$; $F = 1,13$; $p = 0,32$).

Considerando os calendários completos e incompletos (33 caçadores), as espécies mais caçadas foram jabutis (*Chelonoidis* spp.), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), cutia (*Dasyprocta leporina*), capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), e tracajá (*P. unifilis*) (Tabela 6). Essas cinco espécies somaram ~53% do total de registros de animais caçados e foram capturadas na maioria dos meses amostrados (Figura 5), apesar de que tracajás foram caçados com maior frequência durante a estação seca.

Quando consideramos a biomassa coletada, a espécie mais importante, *H. hydrochaeris*, acumulou 37% de toda a carne de caça coletada na amostra (Tabela 6). Os três alvos de caça mais importantes (capivaras, jabutis e jacarés) somaram ~54% da biomassa total coletada pelos caçadores na nossa amostra. Apesar de a anta (*Tapirus terrestris*) ter sido a quarta espécie com maior valor de biomassa coletada, apenas dois caçadores mataram indivíduos dessa espécie ao longo do estudo. Os animais caçados pelo maior número de caçadores foram *Chelonoidis* spp. (24 caçadores), *D. novemcinctus* (21 caçadores), *D. leporina* (19 caçadores), *H. hydrochaeris* (15 caçadores), *C. paca* (15 caçadores) e *C. moschata* (14 caçadores).

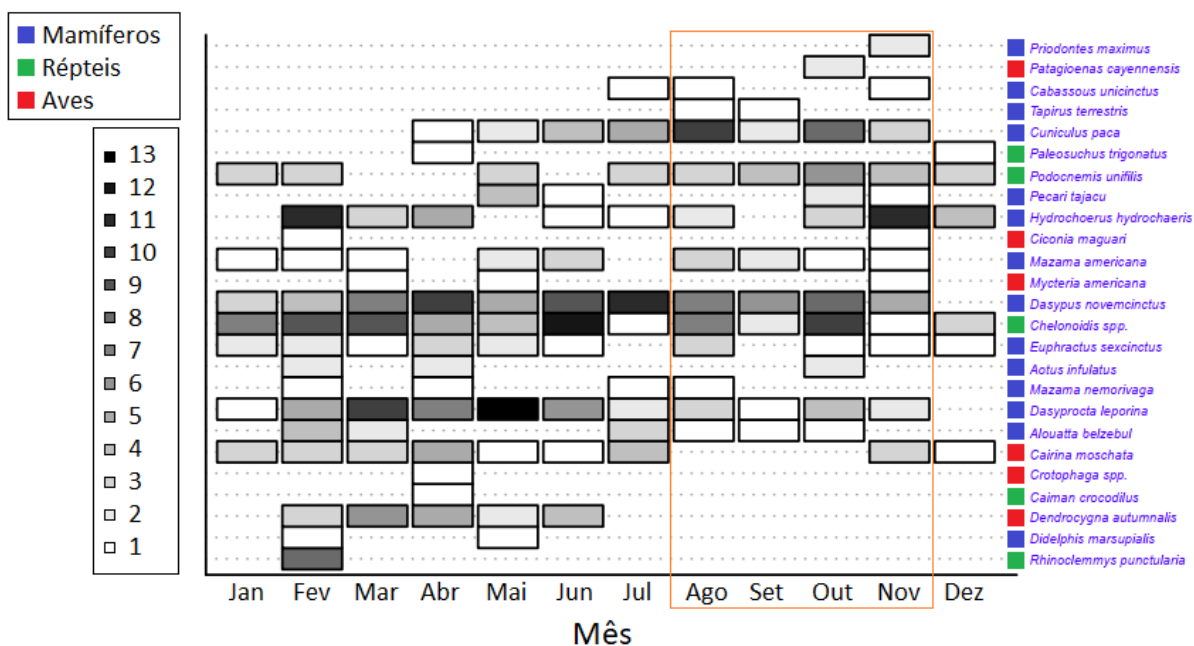


Figura 5. Ordenação do número de animais caçados por 21 caçadores (calendários completos perfeitos) em comunidades rurais das savanas do Amapá entre Fevereiro de 2018 e Janeiro de 2019, separados por espécie e mês do ano. Os meses da estação seca estão destacados pelo retângulo laranja.

Tabela 6. Ranque das espécies de caça mais importantes para alimentação de comunidades rurais das savanas do Amapá, organizadas por número de registros de animais caçados e por biomassa total coletada de uma amostra de 315 caçadores-meses, de 33 caçadores (calendários completos e incompletos) monitorados entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2019.

Espécie	No. de animais	Espécie	Biomassa
<i>Chelonoidis</i> spp.	111 (16,5%)	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	2359,1 kg (37,0%)
<i>Dasypus novemcinctus</i>	83 (12,4%)	<i>Chelonoidis</i> spp.	632,7 kg (9,9%)
<i>Dasyprocta leporina</i>	69 (10,3%)	NI Crocodilianos	439,2 kg (6,9%)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	49 (7,3%)	<i>Tapirus terrestris</i>	415,0 kg (6,5%)
<i>Podocnemis unifilis</i>	47 (7,0%)	<i>Mazama americana</i>	410,4 kg (6,4%)
<i>Cairina moschata</i>	42 (6,3%)	<i>Dasypus novemcinctus</i>	348,9 kg (5,5%)
<i>Cuniculus paca</i>	41 (6,1%)	<i>Cuniculus paca</i>	335,1 kg (5,3%)
NI Crocodilianos	37 (5,5%)	<i>Pecari tajacu</i>	319,0 kg (5,0%)
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	26 (3,9%)	<i>Dasyprocta leporina</i>	208,4 kg (3,3%)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	20 (3,0%)	<i>Podocnemis unifilis</i>	103,4 kg (1,6%)
<i>Mazama americana</i>	18 (2,7%)	<i>Cairina moschata</i>	101,5 kg (1,6%)
<i>Alouatta belzebul</i>	15 (2,2%)	<i>Alouatta belzebul</i>	96,0 kg (1,5%)
<i>Pecari tajacu</i>	15 (2,2%)	<i>Euphractus sexcinctus</i>	95,7 kg (1,5%)
<i>Choloepus didactylus</i>	13 (1,9%)	<i>Priodontes maximus</i>	90,7 kg (1,4%)
<i>Patagioenas cayennensis</i>	11 (1,6%)	<i>Caiman crocodilus</i>	75,6 kg (1,2%)
Total	672 (100%)	Total	6380,1 kg (100%)

Consumo de primatas

Nas entrevistas, apesar da alta prevalência de consumo de caça, 21% dos entrevistados que já consumiram caça alguma vez na vida, nunca comeram primatas e aproximadamente 18% dos caçadores nunca caçaram primatas. Entre os entrevistados que já consumiram algum primata, aproximadamente 31% não haviam comido primatas nos últimos 12 meses. Na maioria dos casos a caça de primatas foi relatada como ocasional pelos caçadores entrevistados. Ainda assim, em um ano de monitoramento, 23 caçadores (calendários completos) registraram a caça de 27 primatas – 14 *A. belzebul*, seis *A. infulatus*, cinco *A. paniscus*, e dois *A. macconnelli* – uma média de 1,2 primata por caçador por ano, cerca de metade dessa pressão de caça sobre o guariba-de-mãos-ruivas.

Em relação à composição de espécies de primatas caçados, oito espécies foram listadas nas entrevistas. Entretanto, apenas quatro foram registradas durante o monitoramento: *Alouatta belzebul*, *Aotus infulatus*, *Ateles paniscus* e *Alouatta macconnelli*. *Alouatta belzebul* foi o primata mais caçado na região de estudo, concentrando 48,4% ($n = 15$) dos registros de primatas caçados e representando 61,3% (96 kg) da biomassa de primatas caçados na nossa amostra. *Aotus infulatus* foi o segundo primata mais comumente caçado ($n = 9$; 8,4 kg), seguido por *A. paniscus* ($n = 5$; 39,5 kg) e *A. macconnelli* ($n = 2$; 12,6 kg).

Influência de características ambientais e socioeconômicas sobre os padrões de caça

A composição de espécies dos animais caçados na região de estudo foi influenciada pelo comprimento de rios (CCA: $F = 2,9$, $p > 0,01$), cobertura de floresta ($F = 2,8$, $p > 0,01$), renda per capita mensal da casa ($F = 2,3$, $p > 0,01$), distância para centros urbanos ($F = 2,2$, $p < 0,02$), e pela idade do caçador ($F = 2,1$, $p < 0,01$). O modelo da CCA conteve cinco eixos que explicaram 47% da variação na composição de espécies dos registros dos caçadores, porém a maior parte dessa variação explicada foi pelos dois primeiros eixos, que explicaram 29% da variação total nos dados.

O primeiro eixo (CCA1) tem uma correlação negativa com comprimento de rios e, em menor escala, com renda per capita (Tabela 7). As cargas do CCA1 por espécie indicam que caçadores vivendo em áreas com maior disponibilidade de rios e maior renda per capita, tendem a diferenciar seu perfil de espécies caçadas por focar na captura de espécies maiores e cuja carne é mais apreciada (Figura 6). As quatro principais espécies que caracterizam esses caçadores foram *T. terrestris* (massa corporal: 207,5 kg), *P. maximus* (massa corporal: 45,4

kg), *Mazama americana* (massa corporal: 22,8 kg), e *Mycteria americana*, a segunda maior espécie de ave registrada (massa corporal: 2,5 kg). No extremo oposto desses gradientes, nós encontramos predominantemente espécies menores e menos apreciadas, como *Rhinoclemmys punctulata* (massa corporal: 2,0 kg), *D. autumnalis* (massa corporal: 0,8 kg), *Paleosuchus trigonatus* (massa corporal: 3,2 kg), *Crotophaga* sp. (massa corporal: 0,1 kg). As espécies de caça mais importantes, que foram caçadas pela maioria dos caçadores, (*e.g.* *Chelonoids* spp., *H. hydrochaeris*, e *D. novemcinctus*), se concentraram no meio do gradiente, com cargas próximas de zero.

Tabela 7. Coeficientes de correlação entre variáveis independentes e os dois primeiros eixos da Análise Canônica de Correspondência avaliando o efeito de variáveis ambientais e socioeconômicas sobre a composição de espécies caçadas por moradores de comunidades rurais das savanas do Amapá, Brasil.

Variável	CCA1	CCA2
Comprimento de rios	-0.71	-0.10
Cobertura de floresta	0.11	-0.84
Renda mensal <i>per capita</i>	-0.53	0.33
Distância de centro urbano	0.19	0.51
Idade do caçador	-0.14	-0.35

O Segundo eixo (CCA2) se correlacionou negativamente com cobertura de floresta e, em uma escala menor, positivamente com distância de centros urbanos (Tabela 7). As cargas do CCA2 por espécie indicam que caçadores vivendo em áreas com maior cobertura florestal e mais próximos de centros urbanos, caçam com maior frequência as duas maiores aves registradas na nossa amostragem, assim como grandes mamíferos (*e.g.*, veados, capivaras e antas) (Figura 6). No extremo oposto desses gradientes, onde os caçadores vivem em regiões com menor cobertura de floresta e mais distantes de centros urbanos, os perfis se diferenciam por incluir com maior frequência presas de pequeno tamanho corporal que podem ser encontradas em habitats abertos e são frequentemente capturadas oportunisticamente durante encontros acidentais, como mucuras (*Didelphis marsupialis*), tatus-de-rabo-mole (*Cabassous unicinctus*) e jabutis.

O melhor modelo de regressão para prever a riqueza de espécies caçadas inclui apenas um efeito positivo da cobertura de floresta (Tabela 8, Figura 7b). O segundo melhor modelo apresentou um delta AICc de 3,1. O melhor modelo de regressão para biomassa caçada inclui a cobertura florestal e o comprimento de rios, ambos com um efeito positivo sobre nossa

variável resposta (Tabela 8, Figura 7a e c). O segundo melhor modelo apresentou um delta AICc de 0,1, ao incluir também distância de centros urbanos no modelo. O terceiro, por sua vez, já apresentou um delta AICc de 2,2.

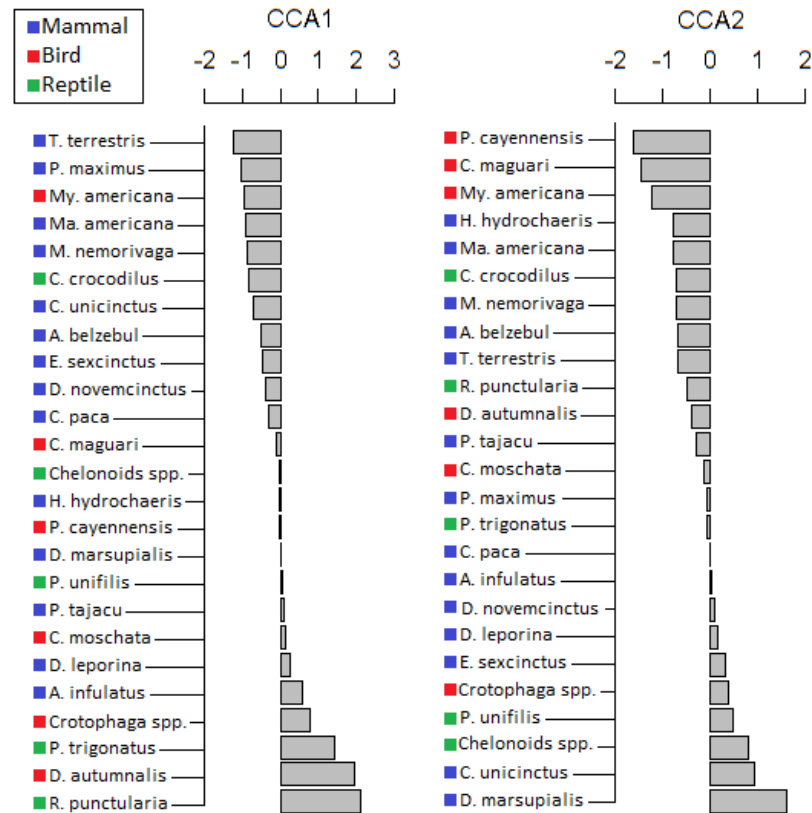


Figura 6. Cargas por espécie do primeiro e segundo eixos do modelo da CCA incluindo cobertura de floresta, comprimento de rios, distância para o centro urbano mais próximo renda mensal per capita e idade dos caçadores.

As análises dos modelos de regressão para prever o número e a diversidade alfa de Fisher dos animais caçados pelos caçadores locais usando variáveis preditoras ambientais e socioeconômicos mostrou que nenhuma combinação das variáveis independentes testadas foi melhor do que os modelos nulos. Para a regressão com o alfa de Fisher, nós tivemos que remover um caçador com um valor inesperadamente alto de diversidade (duas vezes maior do que o segundo maior) que representava um outlier na amostra e causou uma relação significativa com distância de centros urbanos.

Tabela 8. Coeficientes dos melhores modelos de regressão linear para os efeitos de variáveis socioeconômicas e ambientais sobre (1) a riqueza de espécies caçadas e (2) a biomassa total de animais caçados por caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá ao longo de 12 meses de monitoramento.

Variável	Estimativa	Erro padrão	t	p	R ²	g.l.
<i>Riqueza de espécies</i>						
Intercepto	3,738	1,504	2,486	0,026	0,30	14
Floresta	0,183	0,067	2,713	0,017	-	-
<i>Biomassa</i>						
Intercepto	-753.398	266.315	-2.829	0.012	0,50	16
Floresta	22.210	4.712	4.713	0.001	-	-
Rio	7.823	3.540	2.210	0.042	-	-
Distância de centro urbano	9.222	4.278	2.156	0.047	-	-

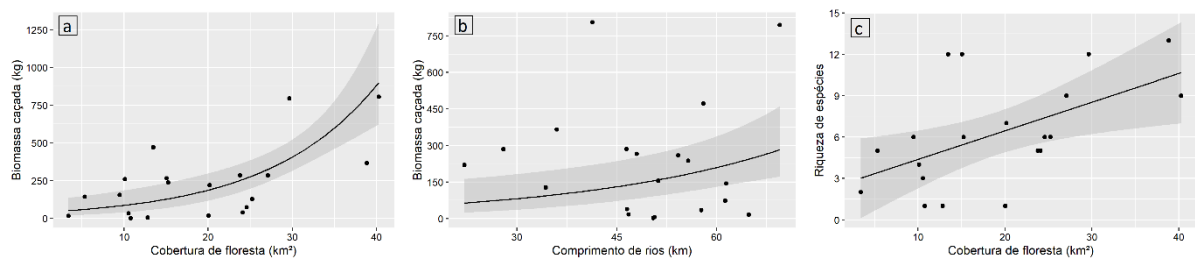


Figura 7. Efeito (a) da cobertura de floresta e (b) do comprimento de rios sobre a biomassa e (c) da cobertura de floresta sobre a riqueza de espécies dos animais caçados por caçadores de comunidades rurais das savanas do Amapá ao longo de 12 meses de monitoramento.

DISCUSSÃO

Este trabalho demonstrou que os caçadores nas savanas do Amapá exploram uma alta riqueza de espécies de mamíferos, aves e répteis que ocorrem na região e até em florestas adjacentes à região de savanas (*e.g.*, *A. paniscus*). Os mamíferos e répteis são a principal fonte de carne de caça que se concentra principalmente em espécies abundantes e relativamente resilientes a caça como capivaras, tatus-galinha e jabutis. Também observamos a influência de fatores ambientais e socioeconômicos sobre padrões locais de caça, evidenciando tanto a importância da atividade para a subsistência de moradores locais, como a diversidade de contextos em que ela ocorre nas comunidades rurais da região.

Espécies caçadas

O contraste entre as estimativas de números totais de espécies caçadas na região usando os dados de entrevistas (90) e de monitoramento (39) indicam que, apesar do grande número de espécies potencialmente caçadas, a maioria destas é apenas raramente abatida. Conforme os dados de monitoramento mostram, a caça de subsistência na região é fortemente concentrada no consumo de poucas espécies – apenas cinco espécies somam mais da metade dos animais caçados e apenas três somam mais da metade da biomassa extraída. A maioria das espécies é caçada somente esporadicamente, seja por não serem alvos preferenciais (*e.g.*: *Didelphis marsupialis*) ou por serem atualmente raros na região (*e.g.*: *Tapirus terrestris*).

As ordens Rodentia, Cetartiodactyla, Testudines, Cingulata e Crocodylia somaram 87% da biomassa total de animais caçados na região. E a mesma lista de ordens somada as aves Anseriformes também somou 87% dos animais caçados. O predomínio de mamíferos está relacionado ao seu maior porte, que faz deles alvos preferenciais para alimentação (Redford e Robinson 1987, BCTF 2000, Jerozolinski e Peres 2003).

No assentamento rural Nova Canaã – localizado numa região adjacente à nossa área de estudo – foram registradas apenas 12 espécies, todas de mamíferos, numa amostra de 193 indivíduos caçados (Ferreira et al. 2012). Essa diferença pode estar relacionada ao contexto de formação desses conjuntos de comunidades. Comunidades tradicionais tendem a explorar uma variedade maior de recursos, enquanto comunidades de colonos podem depender com mais intensidade do consumo de mamíferos (Saffirio e Scaglione 1982, Redford e Robinson 1987). Outra possibilidade é que como Nova Canaã se situa em uma região de floresta densa de terra firme, fatores como a abundância de alvos preferenciais podem explicar as diferenças entre os resultados obtidos.

Ao comparar as diferenças entre estimativas de riqueza baseadas em entrevistas e no monitoramento, a maior discrepância entre estimativas foi para aves, que tiveram uma riqueza total estimada 5,3 vezes maior nas entrevistas. Isso pode ser atribuído à alta concentração da caça de aves em Anseriformes (patos e marrecas). Apesar do consumo de aves silvestres ser considerado comum na região, as aves são a fonte menos importante de carne de caça nas savanas do Amapá, o que também está associado à massa corporal pequena das espécies desse grupo em relação aos mamíferos e às principais espécies de répteis caçadas na região (Wilman et al. 2014). Apesar de uma alta riqueza de espécies de aves serem potencialmente caçadas, a captura da maioria dessas espécies é rara na região e, com exceção das aves Anseriformes, não são presas preferenciais dos caçadores locais.

Por causa da distribuição desbalanceada da pressão de caça entre as espécies de aves, a maioria das aves caçadas na região tem uma probabilidade baixa de ser detectada em um projeto de monitoramento. Apesar de as aves serem o grupo mais afetado, mamíferos e répteis também sofrem esse efeito da amostra e apenas metade do número de espécies dessas classes listadas nas entrevistas foram registradas no nosso monitoramento. Como a maioria das espécies que são potenciais alvos de caça são raramente capturadas, os dados de monitoramento são pouco eficientes para a construção de listas de espécies que são alvos de caça, requerendo esforços amostrais muito grandes para detectar uma proporção representativa da riqueza de espécies exploradas.

Entrevistas com especialistas locais são um método eficiente de acessar de forma rápida uma grande proporção da riqueza de espécies alvos de caça localmente (Alves et al. 2012). Em contrapartida, listas criadas a partir de entrevistas têm uma capacidade limitada de quantificar os níveis de caça e identificar como está distribuída a pressão de caça entre as espécies exploradas e, nesse caso, os dados de monitoramento se tornam insubstituíveis. Dessa forma, dados de entrevista e de monitoramento são complementares e indispensáveis para o conhecimento das espécies caçadas numa região.

Padrões de caça e seus determinantes ambientais e socioeconômicos

Nós não observamos sazonalidade no número, na biomassa total ou na riqueza de espécies de animais caçados nas savanas do Amapá. As comunidades rurais da região, relatam que o consumo de peixes locais aumenta durante a estação seca, quando os níveis baixos de água concentram os peixes em áreas menores, facilitando sua captura (Pezzuti et al. 2004). Por causa disso, alguns caçadores dizem caçar menos durante a estação seca, focando no consumo de peixes. Em contrapartida, outros dizem ter um padrão oposto a esse, caçando menos durante a estação chuvosa por causa da maior abundância de mosquitos nas florestas. Enquanto o primeiro padrão está mais diretamente ligado a necessidades de subsistência, o segundo está mais ligado ao conforto do caçador. Nossos dados indicam que esses fatores se contrabalanceiam entre diferentes caçadores e/ou circunstâncias, diminuindo assim a sazonalidade das atividades de caça locais.

Diferentemente do esperado, a quantidade de rios na região não esteve relacionada à maior prevalência de espécies associadas a ambientes aquáticos no perfil de caça das pessoas monitoradas. Ao invés disso, observamos a maior prevalência de espécies de maior porte nos

perfis de caça em regiões com alta concentração de rios que, por sua vez, refletiu também num efeito positivo dessa variável sobre a biomassa total caçada. Na Amazônia, as abundâncias das populações de vertebrados tendem a ser maiores em florestas próximas a grandes rios (Peres 1997b) e caçadores tendem a focar nas espécies de maior porte quando a disponibilidade de presas local os permite (Jerozolimski e Peres 2003). Além disso, do mesmo modo como o maior acesso a recursos pesqueiros – uma fonte de proteína animal alternativa à carne de caça – nas áreas com maior quantidade de rios pode diminuir a atividade de caçadores (Saffirio e Scaglione 1982, Capítulo 1), parece também aumentar a sua seletividade em relação a presas – aumentando a probabilidade de um caçador ignorar presas de espécies de caça menos apreciadas. Desse modo, a combinação entre maior disponibilidade de alvos de caça assim como de uma fonte alternativa de proteína animal podem explicar a influência da quantidade de rios de uma região sobre o perfil de espécies caçadas localmente.

Conforme esperado, a renda *per capita* dos caçadores aumentou a sua seletividade de presas. Caçadores mais abastados tiveram um maior predomínio de espécies maiores e mais apreciadas, como antas e veados, enquanto caçadores com menor renda registraram espécies menos apreciadas e de menor tamanho corporal com mais frequência. Enquanto a disponibilidade de rios pode estar associada à disponibilidade de presas, o efeito da renda está diretamente ligado ao quanto uma pessoa depende do extrativismo (incluindo a caça) para sobreviver (Parry et al. 2014, van Vliet et al. 2015) e, assim, pode limitar o quão seletivo ele pode ser em relação às suas presas. Caçadores com maior renda podem reduzir a sua atividade de caça tanto por aumentar o consumo de fontes alternativas de proteína animal, quanto por passar de caçadores a compradores de carne de caça (Parry et al. 2014, Capítulo 1). Nesses casos, o lazer passa a ter um espaço maior do que a subsistência na motivação daqueles que ainda caçam e, desse modo, seus perfis de caça se voltam a espécies mais apreciadas (El Bizri et al. 2015). Por outro lado, esse efeito evidencia a importância da caça para a subsistência das pessoas mais socioeconomicamente vulneráveis das savanas do Amapá.

Nós encontramos um maior predomínio de espécies maiores e mais apreciadas em proximidade a centros urbanos, o que pode estar relacionado à demanda de carne de caça das cidades. Centros urbanos podem representar grandes mercados para o comércio da carne de caça e a proximidade facilita a comunicação entre caçadores locais e compradores da cidade (Damania et al. 2005, Parry et al. 2014 p. 201, Benítez-López et al. 2017). No Amapá não só existe o fluxo de carne de caça dos interiores para as cidades (Dias Júnior et al. 2014), como também caçadores tendem a ser mais ativos em regiões mais próximas de centros urbanos – o

que pode estar relacionado ao uso da caça como fonte de renda através da venda para mercados urbanos (Capítulo 1). Desse modo, nossos resultados indicam que a demanda de carne de caça das cidades influencia na composição das espécies exploradas em áreas próximas de centros urbanos.

Além de estar positivamente associada com o predomínio de espécies de maior porte nos perfis de caça, a cobertura de floresta foi o principal determinante da riqueza de espécies caçadas e também da biomassa coletada – tendo efeito positivo sobre ambas as variáveis. A cobertura de floresta também está direta e positivamente associada à disponibilidade de presas (Antunes et al. 2016) e à atividade de caça numa dada região (Torres et al. 2018, Capítulo 1). Os nossos resultados indicam que áreas com maior cobertura florestal permitem que as pessoas acessem um maior número de espécies, inclusive de espécies de maior porte – que representam um maior retorno de carne por esforço de caça e podem não estar presentes ou serem mais raras em regiões com pouca floresta (*e.g.*, antas). Como resultado desse efeito, temos o aumento da biomassa coletada em áreas com coberturas florestais mais extensas.

Traços de história de vida como taxas de crescimento intrínseco menores e ciclos de vida e geração mais longos estão associados a uma maior sensibilidade à pressão de caça e esses efeitos se tornam mais fortes com o aumento da massa corporal, sendo as espécies com maior massa corporal as primeiras a se tornarem raras ou extintas em áreas sujeitas a caça (Bodmer et al. 1997, Cardillo et al. 2005). A disponibilidade de presas preferenciais, de maior tamanho corporal, tende a diminuir a riqueza de espécies caçadas, pois os caçadores tendem a concentrar seus esforços apenas nas espécies mais valiosas (Jerozolinski e Peres 2003). Entretanto, nossos resultados indicam o padrão inverso, sugerindo que mesmo nas áreas onde os caçadores têm maior acesso a espécies maiores e mais apreciadas, eles não deixam de caçar também espécies menores. Assim, seus perfis, apesar de concentrar-se nas espécies preferenciais, incluem também espécies menos apreciadas, gerando um efeito positivo da cobertura florestal sobre a riqueza de espécies caçadas. Essa peculiaridade pode estar relacionada a questões culturais ou até mesmo à facilidade de acesso a espécies potencialmente exploradas. Por exemplo, é relativamente comum na região que pessoas consumam animais capturados oportunisticamente em seus próprios quintais. Isso ocorre principalmente com espécies de pequeno porte, como iguanas (*Iguana iguana*), mucuras (*D. marsupialis*) e aves (*e.g.*, pomba-galega *P. cayennensis*, Aracua-pequeno *Ortalis motmot*).

Por sua vez, em áreas com pouca cobertura florestal, observamos um predomínio maior de registros de animais que são frequentemente capturados oportunisticamente durante

encontros acidentais, como mucuras (*D. marsupialis*), tatus-de-rabo-mole (*C. unicinctus*) e jabutis. O que faz sentido, sob a luz da relação negativa entre cobertura florestal e a atividade dos caçadores (Capítulo 1). Em resumo, caçadores em áreas com menor cobertura florestal têm menor acesso a espécies preferenciais (raras nesses ambientes) e tendem a caçar menos. Assim, seus perfis de caça têm uma baixa riqueza e são predominadas por espécies pequenas, frequentemente capturadas oportunisticamente.

Pressão de caça sobre o guariba-de-mãos-ruivas

Mostramos aqui que o guariba-de-mãos-ruivas é o primata mais caçado dentro de sua região de ocorrência nas savanas do Amapá. Primatas não são presas preferenciais dos caçadores das savanas do Amapá, representando menos de 5% dos animais caçados na região. Ainda assim, ~80% dos caçadores entrevistados já caçaram primatas, ~80% dos entrevistados que consomem carne de caça já comeram primatas e destes, ~70% haviam consumido algum primata nos últimos 12 meses. Mesmo sendo considerados presas secundárias, estimamos a média de abate de 1,2 primatas por caçador por ano a partir da nossa amostra, sendo que mais da metade dessa pressão de caça se dá sobre o guariba-de-mãos-ruivas. Dados populacionais locais do guariba-de-mãos-ruivas – atualmente inexistentes – são necessários para determinar se o nível atual de caça sobre a espécie é ou não sustentável a longo prazo. Entretanto, juntando a nossa estimativa de pressão de caça sobre o guariba-de-mãos-ruivas à estimativa de que cerca de metade das casas da região possuem ao menos um caçador (Silvestre et al. 2020), os dados revelados aqui são um sinal de alerta para a conservação da espécie.

Aproximadamente 60% das espécies de primatas do mundo estão atualmente em alguma categoria de ameaça de extinção e ~75% apresentam populações em declínio (Estrada et al. 2017). A pressão de caça é fundamental para esse quadro, sendo o fator primário ou principal de ameaça de aproximadamente metade ($n = 126$) das espécies ameaçadas (Ripple et al. 2016a) e de quatro dos cinco primatas neotropicais mais ameaçados de extinção (Schwitzer et al. 2017). As espécies do gênero *Alouatta* são capazes de resistir a regimes de caça de subsistência em pequena escala em florestas margeando grandes rios (Peres 1997a). Entretanto, a caça tem um efeito negativo drástico sobre a densidade das populações, podendo levar a extinções locais em florestas com área reduzida (Peres 2001), como é o caso de paisagens fragmentadas ou formadas por manchas florestais. A caça é um dos principais fatores de ameaça à conservação do guariba-de-mãos-ruivas (Montenegro et al. 2019).

Primatas têm maior probabilidade de serem evitados por caçadores ou de constituírem tabus alimentares (Cormier 2006). Na região de estudo, apesar da pressão de caça detectada, o consumo de carne do guariba-de-mãos-ruivas teve uma importância relativa pouco expressiva. Aproximadamente um quinto dos entrevistados relataram que não consomem carne de primatas, tanto pelo sabor da carne como pelo tabu de se consumir um animal morfológicamente similar a uma criança humana. Como presas secundárias, campanhas de educação ambiental para redirecionamento da pressão de caça para espécies menos sensíveis a esse tipo de atividade tem um alto potencial de gerar mudanças de atitudes nas comunidades locais e reduzir a pressão de caça sobre as populações locais desse primata ameaçado.

Porém, conforme espécies preferenciais vão se tornando raras numa região, fatores culturais como tabus alimentares tendem a ter um papel menos importante na composição de espécies exploradas (Jerolimski e Peres 2003). À medida que as populações de espécies de caça preferenciais tornam-se escassas, é esperado um aumento da pressão de caça sobre alvos secundários (BCTF 2000). Isso evidencia tanto uma ameaça eminente às populações de guariba-de-mãos-ruivas, como a importância de garantir a conservação das populações das espécies cinegéticas mais importantes da região através de práticas sustentáveis de caça para salvaguardar as populações desse primata ameaçado.

Recomendações – em busca da sustentabilidade da caça nas savanas do Amapá

Ao mesmo tempo em que a caça de animais silvestres representa uma potencial ameaça à biodiversidade, ela também é fundamental para a segurança alimentar de diversas comunidades ao redor do globo (Antunes et al. 2019), tornando a atividade indispensável em diversos contextos. Porém, enquanto o termo geral “caça” se refere à captura e abate de animais silvestres de vida livre, existem múltiplos contextos e motivações possíveis por trás dessa atividade, que afetam diretamente não só os seus impactos, como também as relações de custo-benefício para as pessoas envolvidas. Dessa multiplicidade de contextos e motivações, surge a necessidade da discriminação entre tipos de caça que, de modo geral, são divididos em comercial, esportiva e de subsistência (Nasi et al. 2008, El Bizri et al. 2015). Enquanto categorias de caça como a caça comercial e a caça esportiva têm o potencial de reduzir vulnerabilidades socioeconômicas de comunidades locais (Di Minin et al. 2016, Cooney et al. 2017), sua motivação primordial não está necessariamente associada à sobrevivência (El Bizri et al. 2015) e, portanto, pode-se argumentar que banimentos locais sejam alternativas plausíveis quando essas atividades representarem riscos significativos à biodiversidade local

(Ripple et al. 2016b). Por outro lado, a caça de subsistência é primordialmente motivada pela necessidade e, sem o provimento de alternativas igualmente acessíveis, banimentos irrestritos da atividade podem equivaler a negar o direito à alimentação e expressões culturais de populações inteiras.

Leis contraditórias, conceitos legais incongruentes e a falta de instrumentos que regulamentem a prática legal de caça no Brasil mantém caçadores de subsistência reféns de interpretações subjetivas e arbitrárias da lei por agentes fiscalizadores (Antunes et al. 2019). Existem desafios em se estabelecer uma definição geral para o que é a caça de subsistência. Mesmo que a principal motivação de alguém que caça seja a obtenção de carne para consumo próprio, é possível argumentar que a venda (principalmente local) de parte da carne coletada para obtenção de outros itens de subsistência (*e.g.*, sabão, gasolina) não descaracterize a caça de subsistência (van Vliet et al. 2019). Muito embora, de uma perspectiva legal seja difícil definir o limite a partir do qual a venda de carne de caça deixa de caracterizar subsistência.

Características ambientais e socioeconômicas ambas desempenham papéis importantes, porém distintos, na caça de subsistência. Características ambientais têm uma maior influência sobre a disponibilidade de presas, definindo o nível de dificuldade para se obter carne de caça – e subsequentemente o número de caçadores ativos numa comunidade assim como a sua frequência de caça (Capítulo 1) – e o quanto os caçadores vão conseguir focar na captura de espécies preferenciais. Enquanto isso, características socioeconômicas são primariamente relacionadas à motivação para caçar. A realidade socioeconômica das pessoas determina se e o quanto elas precisam caçar para sobreviver (Parry et al. 2014). Além disso, a vulnerabilidade socioeconômica pode aumentar a probabilidade de que um caçador recorra à caça comercial como meio de vida (van Vliet et al. 2015). Ainda assim, características ambientais determinando disponibilidade de presas e o nível de acesso a grandes mercados compradores de carne de caça (*i.e.* distância de centros urbanos) são moderadores da extensão dos impactos desses efeitos socioeconômicos sobre a caça local. Por isso, esses dois conjuntos de variáveis (ambientais e socioeconômicas), apesar de fundamentalmente diferentes, estão inevitavelmente interconectados e são simultaneamente importantes para entender os mecanismos por trás de padrões de caça locais.

Apesar da caça geralmente ser feita de modo insustentável, é possível alcançar a sustentabilidade dessa atividade através do manejo adequado das espécies-alvo (Alves et al. 2018). O estabelecimento de estratégias de manejo pode reduzir a biomassa total coletada de grupos de interesse (Bodmer et al. 1994). Além disso, a sensibilidade das espécies à caça é

principalmente determinada pela sua capacidade reprodutiva (Bodmer et al. 1997). Portanto, o redirecionamento da pressão de caça para espécies menos sensíveis e localmente mais abundantes é uma ferramenta útil na mitigação dos impactos da caça sobre a biodiversidade local (Bodmer et al. 1994, Parry et al. 2014). Por fim, refúgios naturais sem pressão de caça aumentam a resiliência de populações de animais caçados por permitir dinâmicas de fonte-sumidouro (Antunes et al. 2016), ajudando a garantir o sucesso de outras formas de manejo da caça.

No caso das savanas do Amapá, a caça já é majoritariamente concentrada em espécies não ameaçadas e relativamente resilientes à caça. Ainda assim, nós detectamos 10 espécies de vertebrados ameaçados de extinção listados como alvos de caça – incluindo espécies que não ocorrem nas savanas como *A. paniscus* e são caçadas nas florestas adjacentes a região. Além disso, o tracajá (Em perigo) esteve entre as espécies mais capturadas e o guariba-de-mãos-ruivas (Vulnerável) foi o primata mais caçado da região. Levando em conta as preferências locais e as características dos animais caçados, redirecionar o foco dos caçadores de espécies ameaçadas para espécies localmente abundantes, resilientes a caça e apreciadas nas comunidades locais (*e.g.*, tatus-galinha, cutias e capivaras) seria um bom ponto de partida para programas locais de conservação e manejo comunitário da caça.

Considerando que as espécies localmente mais ameaçadas não são as mais caçadas, intervenções como programas de educação ambiental divulgando informações sobre sustentabilidade e sobre o estado de conservação das principais espécies caçadas na região têm o potencial de contribuir para decisões mais sustentáveis dos caçadores locais. Além disso, a criação de áreas efetivamente protegidas – sem pressão de caça – pode ajudar a impedir extinções locais de espécies caçadas na região. Porém, para um manejo eficiente da caça de subsistência local, incluindo medidas mais específicas – como a definição de períodos e cotas comunitárias de caça – serão necessários programas participativos de manejo comunitário incluindo o poder público, a academia e as comunidades locais, além de programas de monitoramento das populações de fauna cinegética (Antunes et al. 2019).

CONCLUSÕES

As comunidades rurais das savanas do Amapá consomem uma grande variedade de espécies. Entretanto, a maioria das espécies é apenas raramente capturada, sendo que as cinco espécies mais caçadas somam mais da metade dos animais capturados. O uso combinado de

dados de entrevistas com caçadores locais e de monitoramento de caça melhora a qualidade das informações obtidas. Enquanto o primeiro método fornece uma lista mais completa de todas as espécies caçadas, o segundo possibilita a quantificação da caça, a análise da distribuição da pressão de caça entre as espécies e também dos padrões ao longo do ano.

Os mamíferos são a principal fonte de carne de caça explorada pelas comunidades rurais das savanas do Amapá, sendo que tatus-galinha, cutias e capivaras são os mamíferos mais caçados. Entre os répteis, jabutis, jacarés e tracajás também foram importantes na região. Entre os mamíferos mais caçados, apenas o guariba-de-mãos-ruivas (a 12ª espécie mais caçada) é ameaçado de extinção e foi o primata mais caçado em sua região de ocorrência nas savanas do Amapá. Os primatas foram alvos secundários, somando ~5% do total de registros de caça. Porém, dados populacionais locais do guariba-de-mãos-ruivas, atualmente inexistentes, são necessários para determinar se a pressão de caça a qual a espécie tem sido submetida é sustentável.

Apesar de algumas espécies serem mais caçadas em determinados meses do ano, de modo geral não observamos efeito da sazonalidade na composição, número, biomassa, ou riqueza de espécies de animais caçados. Tanto variáveis ambientais quanto características socioeconômicas dos caçadores influenciam na composição das espécies caçadas. Nós sugerimos que as variações observadas são reflexo dos efeitos da variação tanto na disponibilidade de presas – regulada pelas variáveis ambientais – como nas motivações dos caçadores (consumo próprio, venda, ou lazer) – moduladas tanto por variáveis ambientais como por características socioeconômicas.

A cobertura de floresta na região foi o principal determinante da biomassa total e riqueza de espécies de animais caçados. Ao contrário do esperado, os caçadores aumentaram a riqueza de espécies exploradas em áreas com maior cobertura florestal, o que pode ser efeito tanto de aspectos da cultura local, como da alta disponibilidade de presas – ilustrado pela casualidade em se capturar oportunisticamente animais silvestres para consumo no quintal da própria casa. Ainda assim, seguindo o esperado, os caçadores capturaram com mais frequência espécies de maior porte em regiões com maior cobertura florestal, levando a uma relação positiva entre essa variável ambiental e a biomassa total de animais caçados.

A conservação das espécies de animais caçados nas savanas do Amapá pode ser apoiada por programas de educação ambiental que direcionem a pressão de caça para espécies resilientes à esse tipo de atividade, abundantes localmente e não ameaçadas – diminuindo a pressão principalmente sobre tracajás (Em perigo) e guaribas-de-mãos-ruivas (Vulnerável);

pela criação de áreas protegidas que sejam refúgios de caça para as espécies locais; e pela criação de conselhos comunitários participativos junto às comunidades locais para o manejo sustentável da caça.

REFERÊNCIAS

- Agostinelli, C., and U. Lund. 2017. R package “circular”: Circular Statistics (version 0.4-93). <https://r-forge.r-project.org/projects/circular/>.
- Alves, R. R. N., M. B. R. Gonçalves, and W. L. S. Vieira. 2012. Caça, uso e conservação de vertebrados no semiárido Brasileiro. *Tropical Conservation Science* 5:394–416.
- Alves, R. R. N., W. M. S. Souto, H. Fernandes-Ferreira, D. M. M. Bezerra, R. R. D. Barboza, and W. L. S. Vieira. 2018. The Importance of Hunting in Human Societies. Pages 95–118 *Ethnozoology*. Elsevier.
- Antunes, A. P., R. M. Fewster, E. M. Venticinque, C. A. Peres, T. Levi, F. Rohe, and G. H. Shepard. 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances* 2:e1600936.
- Antunes, A. P., G. H. Rebêlo, J. C. B. Pezzuti, M. A. R. de M. Vieira, P. de A. L. Constantino, J. V. Campos-Silva, R. Fonseca, C. C. Durigan, R. M. Ramos, J. V. do Amaral, N. Camps Pimenta, T. J. D. Ranzi, N. A. S. Lima, and G. H. Shepard. 2019. A conspiracy of silence: Subsistence hunting rights in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 84:1–11.
- Aquino, R., C. Terrones, and R. Navarro. 2007. Evaluación del impacto de la caza en mamíferos de la cuenca del río Alto Itaya, Amazonía peruana Assessing impact of hunting mammals in Alto Itaya river basin, Peruvian Amazon:6.
- Bakhuis, W. L. 1982. Size and Sexual Differentiation in the Lizard Iguana iguana on a Semi-Arid Island. *Journal of Herpetology* 16:322.
- Barton, K. 2018. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4.
- BCTF. 2000. Bushmeat: A wildlife crisis in West and Central Africa and around the world. Washington, DC.
- Benítez-López, A., R. Alkemade, A. M. Schipper, D. J. Ingram, P. A. Verweij, J. A. J. Eikelboom, and M. A. J. Huijbregts. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* 356:180–183.
- Bivand, R. S., E. J. Pebesma, and V. Gómez-Rubio. 2013. Applied spatial data analysis with R. Second edition. Springer, NY.
- Bjorndal, K. A. 1989. Flexibility of digestive responses in two generalist herbivores, the tortoises *Geochelone carbonaria* and *Geochelone denticulata*. *Oecologia* 78:317–321.
- Bodmer, R. E. 1995. Managing Amazonian Wildlife: Biological Correlates of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecological Applications* 5:872–877.

- Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg, and K. H. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11:460–466.
- Bodmer, R. E., T. G. Fang, L. Moya, and R. Gill. 1994. Managing wildlife to conserve amazonian forests: Population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67:29–35.
- Böhm, S. 2013. Notes on Short-Term Movements and Dietary Spectrum of the Twist-Necked Turtle, *Platemys platycephala* (Testudines: Chelidae) in the Nouragues Reserve, French Guyana. *Chelonian Conservation and Biology* 12:112–118.
- Campos, Z., and W. E. Magnusson. 2013. Thermal relations of dwarf caiman, *Paleosuchus palpebrosus*, in a hillside stream: Evidence for an unusual thermal niche among crocodilians. *Journal of Thermal Biology* 38:20–23.
- Cardillo, M., G. M. Mace, K. E. Jones, J. Bielby, O. R. P. Bininda-Emonds, W. Sechrest, C. D. L. Orme, and A. Purvis. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309:1239–1241.
- Carvalho, W. D., and K. Mustin. 2017. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. *Nature Ecology & Evolution* 1:1–3.
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, and A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs* 84:45–67.
- Cooney, R., C. Freese, H. Dublin, D. Roe, D. Mallon, M. Knight, R. Emslie, M. Pani, V. Booth, and S. Mahoney. 2017. The baby and the bathwater: trophy hunting, conservation and rural livelihoods. *Unasylva* 68:3.
- Cormier, L. 2006. A preliminary review of neotropical primates in the subsistence and symbolism of indigenous lowland South American peoples. *Ecological and Environmental Anthropology* 2:21.
- Damania, R., E. J. Milner-Gulland, and D. J. Crookes. 2005. A bioeconomic analysis of bushmeat hunting. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 272:259–266.
- Dambros, C. 2014. Poncho.R (version 3). Retrieved from https://figshare.com/articles/poncho_R/753347 Accessed 29 September 2020. Database: figshare.
- Di Minin, E., N. Leader-Williams, and C. J. A. Bradshaw. 2016. Banning Trophy Hunting Will Exacerbate Biodiversity Loss. *Trends in Ecology & Evolution* 31:99–102.
- Dias Júnior, M. B. F., H. F. A. Cunha, and T. C. A. C. Dias. 2014. Caracterização das Apreensões de Fauna Silvestre no Estado do Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. *Biota Amazônia* 4:65–73.
- Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. B. Isaac, and B. Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–406.
- El Bizri, H. R., T. Q. Morcatty, J. J. S. Lima, and J. Valsecchi. 2015. The thrill of the chase: uncovering illegal sport hunting in Brazil through YouTube™ posts. *Ecology and Society* 20.

- Estrada, A., P. A. Garber, A. B. Rylands, C. Roos, E. Fernandez-Duque, A. Di Fiore, K. A.-I. Nekaris, V. Nijman, E. W. Heymann, and J. E. Lambert. 2017. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances* 3:e1600946.
- Farias, I. P., B. Marioni, L. M. Verdade, L. Bassetti, and M. E. Coutinho. 2013. Avaliação do risco de extinção do jacaré-tinga *Caiman crocodilus* (Linnaeus, 1758) no Brasil:9.
- Ferreira, D. S. S., C. E. C. Campos, and A. S. Araújo. 2012. Aspectos da Atividade de Caça no Assentamento Rural Nova Canaã, Município de Porto Grande, Estado do Amapá. *Biota Amazônia* 2:22–31.
- Fox, J., and S. Weisberg. 2011. *An R companion to applied regression*. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.
- Hilário, R. R., J. J. de Toledo, K. Mustin, I. J. Castro, S. V. Costa-Neto, É. E. Kauano, V. Eilers, I. M. Vasconcelos, R. N. Mendes-Junior, and C. Funi. 2017. The Fate of an Amazonian Savanna: Government Land-Use Planning Endangers Sustainable Development in Amapá, the Most Protected Brazilian State. *Tropical Conservation Science* 10:1–8.
- Hsieh, T. C., K. H. Ma, and A. Chao. 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20. <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.
- IEPA. 2008. Macrodiagnóstico do Estado do Amapá: primeira aproximação do ZEE/ Equipe Técnica do ZEE - AP. Third edition. IEPA, Macapá, AP.
- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2.
- Jerozolinski, A., and C. A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation* 111:415–425.
- Lemaire, J., O. Marquis, and P. Gaucher. 2018. Habitat use and behaviour of Schneider's dwarf caiman (*Paleosuchus trigonatus* Schneider 1801) in the Nourages Reserve, French Guiana. *crocodile specialist group newsletters* 40:297–315.
- Lima, J. P. 2007. Aspectos da ecologia reprodutiva de *Podocnemis expansa*, *Podocnemis sextuberculata* e *Podocnemis unifilis*:87.
- Maxwell, S. L., R. A. Fuller, T. M. Brooks, and J. E. Watson. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536:143–145.
- Milner-Gulland, E. J., and E. L. Bennett. 2003. Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution* 18:351–357.
- Montenegro, M. M. V., A. Carvalho, L. Cortes-Ortíz, M. de S. Fialho, L. Jerusalinsky, F. R. Melo, R. A. Mittermeier, A. L. Ravetta, T. Régis, M. Talebi, and L. M. Veiga. 2019. *Alouatta belzebul*. IUCN Red List of Threatened Species 2019 e.T39957A17925370.
- Mustin, K., W. D. Carvalho, R. R. Hilário, S. V. Costa-Neto, C. Silva, I. M. Vasconcelos, I. J. Castro, V. Eilers, É. E. Kauano, and R. N. Mendes-Junior. 2017. Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. *Nature Conservation* 22:107.

- Nasi, R., D. Brown, D. Wilkie, E. Bennett, C. Tutin, G. Van Tol, and T. Christophersen. 2008. Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Quebec, Canada.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, and H. Wagner. 2018. *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.4-6. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Parry, L., J. Barlow, and H. Pereira. 2014. Wildlife Harvest and Consumption in Amazonia's Urbanized Wilderness. *Conservation Letters* 7:565–574.
- Pebesma, E. J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences* 30:683–691.
- Pebesma, E. J., and R. S. Bivand. 2005. Classes and methods for spatial data in R. *R news* 5:9–13.
- Peres, C. A. 1997a. Evaluating the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. CSERGE GEC WORKING PAPER.
- Peres, C. A. 1997b. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica* 68:199–222.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15:1490–1505.
- Pezzuti, J. C. B., G. H. Rebêlo, D. F. da Silva, J. P. Lima, and M. C. Ribeiro. 2004. A caça e a pesca no Parque Nacional do Jaú, Amazonas. Pages 213–230 *Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia*. Fundação Vitória Amazônica, Manaus, AM.
- Piña, T. E. N., W. D. Carvalho, L. M. C. Rosalino, and R. R. Hilário. 2019. Drivers of mammal richness, diversity and occurrence in heterogeneous landscapes composed by plantation forests and natural environments. *Forest Ecology and Management* 449:117467.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Redford, K. H., and J. G. Robinson. 1987. The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89:650–667.
- Ripple, W. J., K. Abernethy, M. G. Betts, G. Chapron, R. Dirzo, M. Galetti, T. Levi, P. A. Lindsey, D. W. Macdonald, and B. Machovina. 2016a. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society open science* 3:160498.
- Ripple, W. J., T. M. Newsome, and G. I. H. Kerley. 2016b. Does Trophy Hunting Support Biodiversity? A Response to Di Minin et al. *Trends in Ecology & Evolution* 31:495–496.
- Saffirio, G., and R. Scaglione. 1982. Hunting Efficiency in Acculturated and Unacculturated Yanomama Villages. *Journal of Anthropological Research* 38:315–327.

- Schwitzer, C., R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, F. Chiozza, E. A. Williamson, E. J. Macfie, J. Wallis, and A. Cotton. 2017. *Primates in Peril: The World's Most Endangered Primates 2016-2018*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA.
- Silva, C. R. da, A. C. M. Martins, I. J. de Castro, E. Bernard, E. M. Cardoso, D. dos S. Lima, R. Gregorin, R. V. Rossi, A. R. Percequillo, and K. da C. Castro. 2013. Mammals of Amapá State, Eastern Brazilian Amazonia: a revised taxonomic list with comments on species distributions. *mammalia* 77.
- Silvestre, S. M., B. R. Calle-Rendón, J. J. de Toledo, and R. R. Hilário. 2020. Drivers of hunting in the savannahs of Amapá: implications for conservation. *Oryx*:1–7.
- Ter Braak, C. J., and P. Smilauer. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). www.canoco.com.
- Torres, P. C., C. Morsello, L. Parry, J. Barlow, J. Ferreira, T. Gardner, and R. Pardini. 2018. Landscape correlates of bushmeat consumption and hunting in a post-frontier Amazonian region. *Environmental Conservation* 45:315–323.
- Väänänen, V.-M. 2001. Hunting disturbance and the timing of autumn migration in *Anas* species. *Wildlife Biology* 7:3–9.
- van Vliet, N., A. P. Antunes, P. de A. L. Constantino, J. Gómez, D. Santos-Fita, and E. Sartoretto. 2019. Frameworks Regulating Hunting for Meat in Tropical Countries Leave the Sector in the Limbo. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7.
- van Vliet, N., D. Cruz, M. P. Quiceno-Mesa, L. Jonhson Neves de Aquino, J. Moreno, R. Ribeiro, and J. Fa. 2015. Ride, shoot, and call: wildlife use among contemporary urban hunters in Três Fronteiras, Brazilian Amazon. *Ecology and Society* 20.
- Wilman, H., J. Belmaker, J. Simpson, C. de la Rosa, M. M. Rivadeneira, and W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95:2027–2027.
- Young, H. S., D. J. McCauley, M. Galetti, and R. Dirzo. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47:333–358.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Gail M, Krickeberg K, Samet JM, Tsiatis A, Wong W, editors. New York, NY: Springer Science and Business Media.

CAPÍTULO 3 – Influência da estrutura da vegetação sobre a ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas em manchas florestais nas savanas do Amapá

The occurrence of the red-handed howler monkey (*Alouatta belzebul*) in Amazonian savannas is related to forest patch area and density of flooded area palms

Artigo publicado no periódico “American Journal of Primatology”

Volume 82, Edição 12, Pág e23210

doi: 10.1002/ajp.23210

The occurrence of the red-handed howler monkey (*Alouatta belzebul*) in Amazonian savannas is related to forest patch area and density of flooded area palms

Saulo M. Silvestre, Joanna M. Setchell, Bayron R. Calle-Rendón, José J. de Toledo and Renato R. Hilário

Abstract

All Neotropical primates are arboreal and thus depend on forests for their survival. Arboreality puts many Neotropical primates at risk of extinction due to the high rates of deforestation in the tropics. We assessed the influence of vegetation structure and forest patch attributes on the occurrence of the threatened red-handed howler monkey (*Alouatta belzebul*) in an Amazonian savanna. Using a sample of 38 forest patches in a region of ~2,000 km² in the state of Amapá, northern Brazil, we used logistic regression to find the best predictors of the occurrence of *A. belzebul*. We assessed patch area, patch isolation, the proportion of seasonally flooded forest in the patch, the density of flooded area palms, forest height, canopy cover, and diameter at breast height of trees. Patch area and palm density were the best predictors of the occurrence of *A. belzebul* in forest patches, both having a positive effect on the probability of occurrence. Our results indicate that areas of flooded forest in forest patches may be keystone habitats for *A. belzebul* living in Amazonian savannas. The observed effect of palm density on *A. belzebul* suggests that this variable is useful for planning conservation actions, including the selection of areas for protection and management strategies for areas inhabited by this primate.

Keywords: *Alouatta belzebul*, Amapá, Palms, Forest structure, Flooded forest, Patch occupancy

INTRODUCTION

The factors that have the greatest influence on species occurrence are key to the selection of high-quality areas for the conservation of threatened species, and the development of management strategies to reduce their probabilities of extinction. Arboreal primates in fragmented landscapes only occasionally travel among forest fragments, mostly to migrate between groups (Mandujano, Escobedo-Morales, & Palacios-Silva, 2004; but see Pozo-Montuy & Serio-Silva, 2007). The habitat variables affecting their occurrence may help to explain their distribution in the landscape and guide the selection and management of areas for conservation that optimize the probability of long-term survival of local populations (Arroyo-Rodríguez and Dias 2010).

The size of forest fragments or patches and edge effects are often major factors in determining the diversity and quantity of resources available for primates (Estrada and Coates-Estrada 1996, Arroyo-Rodríguez and Mandujano 2006). Habitat heterogeneity may also reduce the risk of food scarcity if different habitats have asynchronous peaks in productivity (Defler and Defler 1996, Stevenson 2016). For example, adjacent flooded forests can be key to the survival of primates in unflooded forest fragments during times of food scarcity, thanks to their different floristic composition and complementary phenology (Ahumada et al. 1998, Carretero-Pinzon and Defler 2019).

Among Neotropical primates, howlers (*Alouatta* spp.) are remarkably resilient to habitat disturbance, thanks to their ecological flexibility, and especially their flexible diet (Peres 1997a). Howlers can include exotic species in their diet (Bicca-Marques 2003) and survive on an almost entirely folivorous diet during lean periods (Pavelka and Knopff 2004). They may also survive in small (<5 ha) forest fragments, helping them to cope with forest fragmentation (Rodríguez-Toledo et al. 2003, Bicca-Marques et al. 2020). However, fragmentation has potentially negative effects on howler populations, which may include reduced food availability in the small fragments and higher levels of physiological stress, competition, parasite load, and hunting pressure (Arroyo-Rodríguez and Dias 2010, Rimbach et al. 2013).

In the Amazon, floodplain (Várzea) forests have the most abundant populations of howlers, as a result of the high levels of forest heterogeneity and soil fertility found in this habitat (Peres 1997a). In fragmented landscapes, forest area is often the main determinant of howler occurrence (Arroyo-Rodríguez and Dias 2010). Measures used as proxies for food availability, like the density of large trees and total basal area, also play a particularly important role in the occurrence and population densities of howlers in small fragments

(Arroyo-Rodríguez et al. 2007, Hue et al. 2017). While vegetation parameters like canopy cover, mean size of trees, and forest height are often interpreted as positively correlated with habitat quality for howlers (*e.g.* Bolt et al. 2019), their effects may be more easily detected on population parameters (*i.e.* abundance) than occurrence (Anzures-Dadda and Manson 2007). However, by positively affecting primate abundance, a given driver may also contribute to population persistence, thus affecting primate occurrence indirectly.

The red-handed howler monkey (*Alouatta belzebul*) is an endemic threatened (Vulnerable) primate from Brazil (Montenegro et al. 2019). Habitat loss and hunting are the main threats to this species and have resulted in the local extinction of several populations (Montenegro et al. 2019). *A. belzebul* faces deforestation and habitat fragmentation in most of its geographic distribution, *i.e.* in the Atlantic Forest and the arc of deforestation in the Amazon (Montenegro et al. 2019). The least degraded region of its distribution is in the southeast of the state of Amapá, North of the Amazon River. However, this region has suffered increasing anthropogenic impacts in recent years (Hilário et al. 2017, Mustin et al. 2017).

The landscape of southeastern Amapá where *A. belzebul* occurs is predominantly composed of lowland (Várzea) forests, flooded fields, and savannas. The savannas are characterized by open formations, permeated by gallery forests and forest patches subjected to varying flooding intensity, from patches that are completely dry land to patches that are entirely floodable (IEPA 2008). This ecosystem covers ~10,021 km² of Amapá, but over 1,000 km² has already been lost to eucalyptus plantations and it faces imminent threats mainly due to the accelerated expansion of agribusiness in the state, which is replacing remaining savannas with soybean plantations (Hilário et al. 2017). Changes in the matrix often result in changes inside forest fragments, including forest structure and food availability (Fischer and Lindenmayer 2007). In this context, understanding how variation in habitat structure influences the occurrence of *A. belzebul* is a key aspect of conservation planning.

In this study, we investigated the influence of patch attributes (area, isolation, the proportion of the patch that is seasonally flooded), and vegetation structure (forest height, canopy cover, tree DBH, and density of flooded area palms) on the probability of occurrence of *A. belzebul* in forest patches in the savannas of Amapá. We hypothesized that *A. belzebul* occurrence would be related to habitat availability and quality. Specifically, we predicted that patch area, forest height, canopy cover, and tree diameter would be positively associated with *A. belzebul* occurrence. Conversely, we predicted that patch isolation would be negatively

associated with *A. belzebul* occurrence. We also hypothesized that seasonally flooded areas would have positive effects on *A. belzebul* occurrence because they represent potential sources of food that may complement what is available in unflooded portions of the forest patches. Because not all flooded portions of the forest patches in our study region are forest (*i.e.*, with dicot trees), we used both the proportion of the patch that is seasonally flooded, which does not take into account the type of vegetation, and the density of flooded area palms, as an indicator of flooded forests. We predicted that intermediate levels of these two variables would have positive effects on *A. belzebul* occurrence, because while smaller areas of seasonally flooded forest would be an advantage, the occurrence of howlers will start to diminish again at much larger proportions of flooded forest, due to the lack of unflooded forest.

METHODS

Ethics statement

This research complied with the American Society of Primatologists' Ethical Principles for the Treatment of Non-Human Primates and with Brazilian Ethical Standards for research with animals, and adhered to all Brazilian legal requirements.

Study region

The Brazilian state of Amapá has a humid tropical climate of type Am according to Köppen and Geiger's classification system (Kottek et al. 2006). The year is characterized by two seasons: the rainy season runs from December to July, with average monthly rainfall ranging between ca. 200 and 400 mm; and the dry season, from August to November, with average monthly rainfall of less than 100 mm (IEPA 2008). The savanna region is characterized by grasslands with sparse trees and dense herbaceous/shrub strata. In the landscape, gallery forests, stands of buritis (*Mauritia flexuosa*), and forest patches stand out amidst the predominantly open formations (IEPA 2008).

In the Amapá savannas, *A. belzebul* is concentrated in the municipalities of Santana and Macapá. Park savanna and grass savanna formations predominate in this region (Mustin et al. 2017). This is also the region with the highest human population density in the state, with a metropolitan region (~646,000 inhabitants) that includes Macapá, Santana, and Mazagão (IBGE 2017a, Mustin et al. 2017). The recent expansion of soybean plantation areas in the

state is also concentrated in this region (IBGE 2017b), making this currently the region with the greatest pressure on biodiversity in Amapá.

Selection of forest patches

We defined forest patches as areas of ≥ 1 ha of native forest that were not structurally connected to other forest patches (Dias et al. 2013, Puig-Lagunes et al. 2016). Given the scarcity of information on the distribution of *A. belzebul* in the region, we selected 126 patches (≥ 1 ha) for a preliminary survey of the occurrence of the species through interviews with residents of the region and obtained information for 58 of these forest patches in February, October and November 2017. We then selected 38 forest patches as our sample: half with indications of presence of *A. belzebul* and the other half with no indication of their presence (Figure 1). We carried out playback sampling in 22 of these patches to confirm the information from the interviews (Calle-Rendón et al. 2020). In the remaining 16 patches, we confirmed the presence of the species via opportunistic records during vegetation sampling.

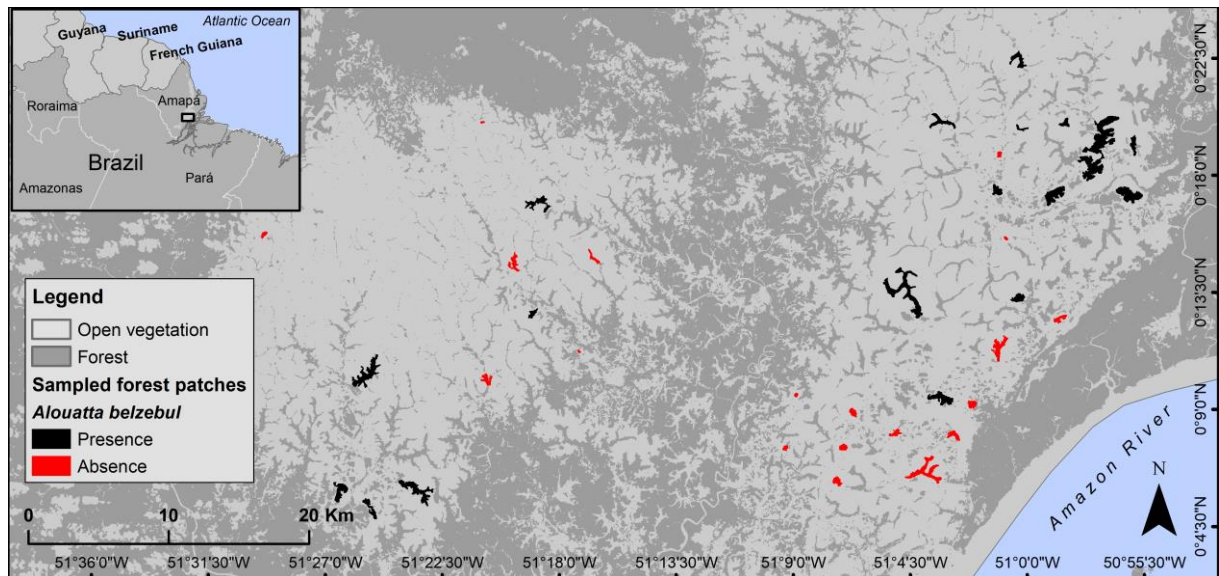


Figure 1. Study region and the location of 38 forest patches where potential predictors of the occurrence of *Alouatta belzebul* were assessed, in the Southeast portion of the savannas of Amapá, northern Brazil.

The playbacks were conducted using a Max Print 601205-3 speaker (frequency range: 50 to 20,000 Hz, output power: 100 RMS) in points defined by transects of 800 m. We broadcast vocalizations of *A. belzebul* at the beginning and the end of each transect at 07:00 a.m. and 4:40 p.m., respectively. In the meantime, the researcher walked the transect actively

looking for the howlers. We sampled one transect per day. The number of transects was defined by the patch area as follows: ≤ 25 ha: 2 transects; >25 -50 ha: 3 transects; >50 -100 ha: 4 transects; and >100 ha: 5 transects. If the size and/or shape of the patch did not support one transect of 800 m, the quantity and length of transects were adjusted accordingly, so the minimum distance between points was 200 m. We confirmed the presence of *A. belzebul* by direct (visual and auditory) and/or indirect (feces) signs in all 19 patches with indications of its presence. We found no evidence of howlers in any of the 19 patches where respondents said they were absent. Data collection in forest patches was carried out from July 2018 to April 2019.

In the study region, *A. belzebul* inhabits forest patches and gallery forests originally embedded in open savanna formations (*i.e.* park savannas and grass savannas), flooded fields, and lakes. Now the landscape also includes human settlements and activities that changed or replaced the matrix in some areas (*i.e.* soybean and eucalyptus plantations). These changes may indirectly affect the local distribution of *A. belzebul* through changes in variables like matrix permeability or hunting pressure. However, the matrix surrounding our sampled forests was predominantly composed of natural habitats, mostly open savanna formations. All forest patches had potential migration routes to/from other forested areas that did not include human-made landscape features, except for eventual dirt roads. Only one forest patch had direct contact with an urban area.

Sampling of forest patches

We evaluated patch area, patch isolation, the proportion of the patch that is seasonally flooded in the patch, the density of palms typically abundant in flooded forests (palm density), mean forest height, mean canopy cover, and mean diameter at breast height (DBH) of trees with ≥ 10 cm DBH for each forest patch.

Forest patches in Amazonian savannas are often partially seasonally flooded. In our study region, we can separate the flooded portions of the forest patches into two general forms: (i) forests formed by trees and arborescent palms, and (ii) herbaceous/shrubby clearings with higher flooding intensity, dominated by dense tufts of *atúíras* (*Machaerium lunatum*) or *arumãs* (*Ischnosiphon polyphyllus*) and sparsely distributed *M. flexuosa* palms. The former presumably provide more advantages for howlers (*e.g.* support for locomotion, shelter, and food sources) than the latter. These different forms result from different flooding intensities. Areas that are flooded for longer periods tend to be more similar to flooded fields, while areas flooded for shorter periods include a higher density and richness of palms and tree

species. We addressed this habitat difference by assessing the effects of flooded areas using two variables: the proportion of the patch that is seasonally flooded, and the density of flooded area palms. We used the density of palms (*E. oleracea*, *M. flexuosa*, and *M. armata*) to assess the extent of flooded forest because Arecaceae is often the most abundant plant family in flooded forests (Aquino and Bodmer 2004), and because of the ease in identifying them in the field.

We calculated the patch area and the shortest distance to the nearest forest patch (*i.e.* patch isolation) based on satellite images from Google Earth Pro (version 7.3.2.5776). We calculated the mean forest height for each patch using Synthetic-Aperture Radar (SAR) images (res: 2.5 m x 2.5 m) of the vegetation height (created using pulses that are reflected by the vegetation), using all cell values ≥ 5 m, thus excluding clearings or imperfections in the definition of the polygons that could include the savanna matrix. We estimated the proportion of the patch that was seasonally flooded using SAR images (res: 2.5 m x 2.5 m) of the altitude (created using pulses that are reflected by the ground), by calculating the proportion of cells with altitudes ≤ 5 m.

We measured the remaining variables using 100 m x 2 m plots. We determined the number of plots per forest patch using the patch area (≤ 15 ha: 4 plots; >15 -25 ha: 8; >25 -50 ha: 12; >50 -100 ha: 16; > 100 ha: 20). We chose the starting point of each plot using stratified random selection. We created a grid (200 m x 200 m) covering each of the patches using the ‘raster’ package (Hijmans 2017) in R software (R Core Team 2017) and randomly sampled points, conditioned to a maximum of one point per grid cell. We determined the orientation of the plot in situ, avoiding abrupt changes in altitude and preferably pointing towards the starting point of the next plot. It was not possible to sample the intended number of plots in some forest patches due to limitations in size (some patches were too small) or shape (some irregular shapes limited the number of plots that could fit inside the patch). The total area sampled per forest patch varied from 0.06 ha to 0.40 ha, and the percentage of sampled area per forest patch varied from 0.11% in the largest (228.5 ha) to 3.30% in the smallest (1.8 ha) patch.

To estimate canopy cover, we obtained hemispheric photographs using a fisheye lens (180°) attached to a smartphone, 1.5 m from the ground at three equidistant points, forming a triangle with sides of 5 m, every 25 m within the plots (Tichý 2016). Using the GLAMA software (Gap Light Analysis Mobile Application), we calculated the Modified Canopy Cover index (Modif. CaCo) for each photograph. This index describes the proportion of the

photograph represented by vegetation (canopy), correcting for distortion (Tichý 2016). We measured the diameter at breast height (DBH) of trees, and counted and identified all palms at least 2 m tall within the plots. We calculated the palm density (palms/ha) by dividing the total number of *E. oleracea* clumps, *M. flexuosa*, and *M. armata* by the area sampled (ha) in the patch.

The number of forest patches in each size class varied, with nine patches of ≤ 15 ha, 10 of >15 -25 ha, eight of >25 -50 ha, six of >50 -100 ha, and five of >100 ha. The mean modified canopy cover index of the sample patches varied from 75% to 84%, except for one forest patch with an exceptionally discontinuous canopy (61%) due to a large number of felled trees (Table 1). Except for forest height and mean tree DBH ($r = 0.62$), our variables were weakly correlated ($r = 0.31$ - 0.34) (Table 2). Patch isolation varied from 10 m to 288 m and 84% ($n = 32$) of the forest patches were less than 200 m from the nearest neighboring forest.

Table 1. Summary of the values of the predictor variables used in a logistic regression model to assess drivers of the probability of occurrence of *Alouatta belzebul* in forest patches ($n=38$).

Variable	Mean $\pm$ standard deviation	Min - Max
Patch area (ha)	46.71 $\pm$ 51.31	1.82 - 228.47
Isolation (m)	85.11 $\pm$ 86.25	10 - 288
Proportion of the patch that is seasonally flooded	0.30 $\pm$ 0.27	0.00 - 1.00
Forest height (m)	13.33 $\pm$ 2.81	8.26 - 20.62
Modified Canopy Cover index $\ddagger$	0.80 $\pm$ 0.04	0.61 - 0.84
DBH (cm)	18.93 $\pm$ 2.89	13.77 - 26.11
Density of palms (n/ha) $\dagger$	86.91 $\pm$ 119.08	0.00 - 404.55

$\dagger$ Açaís (*Euterpe oleracea*), buritis (*Mauritia flexuosa*) and caranãs (*Mauritiella armata*).

$\ddagger$ Tichý (2016).

Data analysis

We used R software for all analyses (R Core Team 2017). We used a logistic regression model to determine the influence of vegetation structure parameters (mean forest height, mean canopy cover, mean DBH of trees, palm density) and patch attributes (area, patch isolation, and the proportion of the patch that was seasonally flooded) on the occurrence of *A. belzebul*. We included a quadratic term for the proportion of the patch that was seasonally flooded and palm density in our model, because we predicted a non-linear relationship between those

variables and the occurrence of *A. belzebul*. However, this drastically decreased the quality of the models, so we removed the quadratic terms. We used the function ‘model.avg’ in the package ‘MuMIn’ (Barton 2018) to compare the models with all possible combinations of predictors and ranked them from best to worst, based on the lowest to highest AICc (Akaike Information Criterion corrected for small samples). We used the R package ‘gam’ (Hastie 2020) to create a Generalized Additive Model (GAM) applying a local regression smoother (LOESS) function to the palm density to assess the relationship between this variable and the occurrence of *A. belzebul* in the best logistic model (Zuur et al. 2009).

Table 2. Pearson correlation coefficients between parameters of 38* forest patches in the savannas of Amapá. Significant (< 0.05) correlation coefficients are in bold.

Variables	Patch area	Isolation	Flood	Forest height	Canopy cover	Trees DBH
Isolation	-0.14					
Flood†	0.28	-0.26				
Forest height	0.12	-0.03	0.05			
Canopy cover	-0.08	0.17	-0.14	0.15		
Trees DBH	0.03	0.17	-0.04	0.62	-0.33	
Density of palms‡	0.18	0.22	0.30	0.28	-0.34	0.31

*We excluded an outlier from the correlation tests with Canopy Cover.

† Proportion of the patch that is seasonally flooded.

‡ Açais (*Euterpe oleracea*), buritis (*Mauritia flexuosa*) and caranãs (*Mauritiella armata*).

Logistic regressions assume perfect detection, which is difficult to ensure in most field scenarios. Other, more expensive and time-consuming analytical approaches such as occupancy models could give us better results. However, by using multiple approaches to obtain occurrence data (*i.e.* interviews, playback, active searches, and opportunistic records), we found evidence of the presence of howlers in all patches where interviewers indicated its presence and we did not find evidence of their presence in any of the patches where interviewers indicated its absence. Thus, the low probability of false absences in our dataset warrant the use of logistic regression models.

We tested the models for multicollinearity using the variance inflation factor (VIF – Quinn and Keough 2002), with the ‘car’ package (Fox and Weisberg 2011). None of the variables had $VIF > 3$, indicating no problems of multicollinearity (Zuur et al. 2009). The ‘outlierTest’ tool in the ‘car’ package found no significant influence of outliers on the model. Finally, there was no spatial autocorrelation of the regression residuals, as indicated by variograms made with the ‘gstat’ package (Pebesma 2004).

RESULTS

The best model predicting the distribution of *A. belzebul* in the forest patches included only patch area and palm density, with the lowest AICc and an Akaike weight almost 3 times higher than the second-best model, which included canopy cover (Table 3). Furthermore, both patch area and palm density were included in the 15 best models. None of the other vegetation structure parameters (mean forest height, mean canopy cover, and mean DBH of trees), or patch attributes (patch isolation and proportion of the patch that is seasonally flooded) were important predictors of the probability of *A. belzebul* occurrence. Forest patch area had the strongest effect on the probability of occurrence of *A. belzebul*, which varied from $< 10\%$ in patches below 10 ha to almost 100% in patches larger than 100 ha (Figure 2). Palm density also had a positive influence on the probability of occurrence of *A. belzebul* in forest patches. Although we found howlers in forest patches with varying palm densities, the absence records were concentrated in forest patches with low palm densities and only one of the 10 patches that had over 100 palms/ha was not occupied by howlers (Figure 2). The GAM using the LOESS function revealed a mostly linear relationship between palm density and the occurrence of *A. belzebul* in our sample.

Table 3. Comparison of the five best (lowest AICc) models to predict the probability of occurrence of *A. belzebul* in forest patches in Amazonian savannas.

Predictors	df	logLik	AICc	Delta	Weight	R ²
Patch area + Palm density †	3	-13.39	33.49	0	0.24	0.492
Patch area + Palm density + Canopy Cover	4	-13.08	35.38	1.89	0.09	0.503
Patch area + Palm density + Flood‡	4	-13.16	35.52	2.04	0.09	0.501
Patch area + Palm density + Forest height	4	-13.23	35.67	2.18	0.08	0.497
Patch area + Palm density + Isolation	4	-13.38	35.97	2.48	0.07	0.492
Patch area + Palm density + Trees DBH	4	-13.38	35.98	2.49	0.07	0.492

† Açais (*Euterpe oleracea*), buritis (*Mauritia flexuosa*) and caranãs (*Mauritiella armata*).

‡ Proportion of the patch that is seasonally flooded.

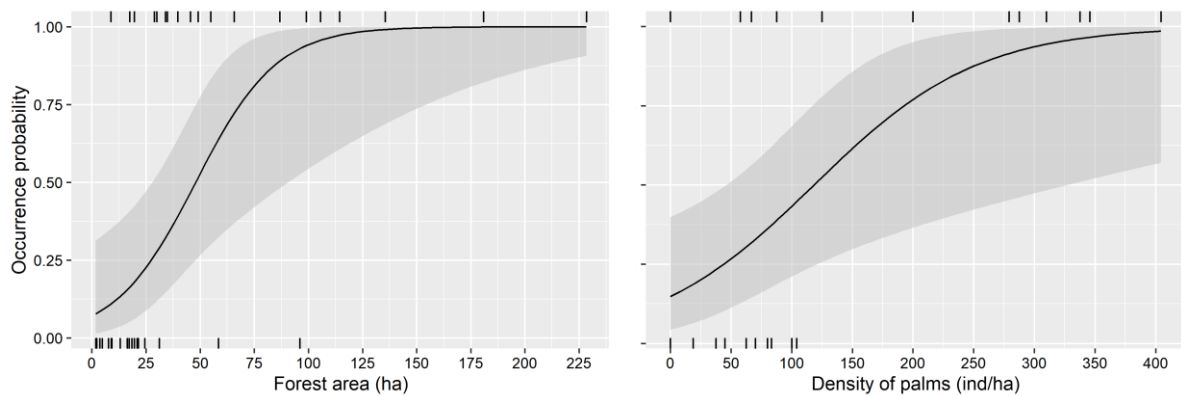


Figure 2. Logistic models of the effect of (a) area and (b) palm density (*Euterpe oleracea*, *Mauritia flexuosa*, and *Mauritiella armata*) on the probability of *Alouatta belzebul* occurring in forest patches in an Amazonian savanna.

DISCUSSION

We found that patch area is the best predictor for the occurrence of *A. belzebul* in forest patches of the savannas of Amapá. Additionally, while the extent of flooded forest (measured as the density of flooded area palms) increased the probability of occurrence, *A. belzebul* tolerated variation in the structural configurations of forest patches. We suggest that the effect of flooded forests on the occurrence of *A. belzebul* is related to the potential of this habitat to show peaks in fruit production during lean periods in the dry portions of small forest patches (<100 ha) (Ahumada et al. 1998, Haugaasen and Peres 2005).

Vegetation structure

Alouatta belzebul tolerated the variation in the structural configurations of forest patches we found in our sample. Howler monkeys are known to tolerate variation in the structure of the forests they occupy, including different degrees of disturbance, due to their dietary flexibility (Bicca-Marques 2003, Bicca-Marques et al. 2020). They cope with food scarcity by adjusting their diet to the species available, and relying on the consumption of leaves, a relatively stable and abundant source of food in forests when fruits are scarce (Bicca-Marques 2003).

Although most vegetation structure variables were not useful in predicting the occurrence of *A. belzebul* in our sample, we do not rule out the inherent dependence on forest structure for the survival of this arboreal primate. Such variables may have a greater influence on population parameters, such as density and demography, than on distribution. For example, the abundance of *A. palliata* in fragments is positively affected by canopy height, although canopy height does not influence the probability of occurrence (Anzures-Dadda and Manson 2007).

Indicators of food availability, such as greater abundance and basal area of important food sources or the area of the patch/fragment, are important drivers of the occurrence of *Alouatta* spp. (Cristóbal-Azkarate et al. 2005, Anzures-Dadda and Manson 2007, Arroyo-Rodríguez et al. 2007). In an extreme example, *Alouatta pigra* can maintain a population structure in eucalyptus plantations similar to that of populations in native forests, thanks to the food found in vines, vegetation growing below the eucalyptus, and secondary vegetation in adjacent areas (Bonilla-Sánchez et al. 2012). In other words, howlers may survive in a forest with a structure very different from that of native forests if there is food available.

Patch attributes

Forest patch area had the strongest effect on the occurrence of *A. belzebul*. Patch area is related to a series of factors that converge for a positive effect of this variable on the probability that primates occur, including resources (food, space), metapopulation dynamics (the probability of colonization and extinction), and genetic diversity. The resource limitations imposed by the reduced size of a forest patch, increase the probability of local extinctions (Rodríguez-Toledo, Mandujano, & García-Orduña, 2003; Silva et al., 2016). The probability of colonization also decreases with the size of the patch (Rodríguez-Toledo et al. 2003). Finally, the loss of genetic variability through inbreeding, genetic drift, and stochastic

processes make small populations more vulnerable to environmental changes and diseases (Frankham et al. 2002). Together, these processes contribute to a reduction in the probability that primates occur in smaller patches.

Patch isolation is bound to affect metapopulation dynamics beyond certain thresholds. However, 84% of the forest patches in our sample had isolation distances of less than 200 m, the threshold for fragment occupancy by *A. palliata* in the least fragmented of two landscapes studied in Los Tuxtlas, Mexico (Mandujano and Estrada 2005). An assessment of the overall connectivity of the landscape would be useful in determining how important patch isolation may be for the metapopulation dynamics of *A. belzebul* in the savannas of Amapá.

A positive effect of patch or fragment area on the occurrence of howlers is well documented (Rodríguez-Toledo et al. 2003, Cristóbal-Azkarate et al. 2005, Anzures-Dadda and Manson 2007, Puig-Lagunes et al. 2016 – *A. palliata*, Silva et al. 2017 – *A. guariba clamitans*). One factor potentially related to the higher prevalence of howlers in larger patches is protection against hunting. Howlers are highly sensitive to hunting pressure and this, in turn, is positively and directly related to human access to their area of occurrence (de Thoisy et al. 2005). Thus, larger patches where access to the interior is more difficult provide greater protection (Geldmann et al. 2013). However, this relationship is likely more evident for primates in continuous forests, as hunters often go up to 5 km into the forest (de Thoisy et al. 2005), which is enough to cross any of the forest patches in our sample (maximum length <4 km). Nevertheless, mammals in larger forests may persist under higher hunting intensities because the population is larger (Silva et al., 2016). Patch area is positively correlated with plant species richness and the basal area of the main plant species that are food sources for howlers (Arroyo-Rodríguez and Mandujano 2006). In the context of forest patches or fragments, the greater availability of resources in larger patches is probably the main factor behind the positive effect of patch area on the occurrence of primates.

Flooded area palms

We used the density of flooded area palms (açaiís, buritis, and caranãs) to quantify the amount of flooded forest in the forest patches of the savannas of Amapá and observed a positive effect of this variable on the occurrence of *A. belzebul*. Although there is little information available on how *A. belzebul* use flooded forests, a group living in Central Amazon visited the flooded portions (igapó) of their home range daily during the three months of peak water level, when fruit production was intense in that habitat (Pinto 2002).

Riparian and flooded forests are amongst the preferred habitats of *A. seniculus* and flooded forests dominated by palm trees are their most used habitat in some regions (Aquino et al. 2014, Carretero-Pinzon and Defler 2019). Studies of primates using flooded forests adjacent to unflooded forests often relate this behavior to the exploitation of food sources in flooded forests, especially fruits (Ahumada et al. 1998, Stevenson et al. 2000, Pinto 2002, Carretero-Pinzon and Defler 2019).

Different factors regulate fruit production in flooded and unflooded forests. While rainfall and irradiance are the main factors correlated with phenological patterns in unflooded forests, seasonal flood pulses are the main factor in flooded forests (Haugaasen and Peres 2005). These different regulatory mechanisms and differences in the floristic composition may produce divergent patterns in fruit production even in adjacent communities (Defler and Defler 1996, Ahumada et al. 1998). Unflooded forests have a greater floristic diversity and fruit production overall, but in periods of fruit scarcity, adjacent flooded forests may produce a complementary peak in fruit production that may be key to the survival of frugivorous primates (Ahumada et al. 1998).

Alouatta belzebul is the most frugivorous species of howler monkey, with fruits generally comprising 30-70% of their diet, while other species of howlers rarely exceed 30% (Bicca-Marques 2003, Coutinho 2012). Portions of flooded forest in the home range of *Ateles belzebuth* are keystone habitats that provide fruits for these highly frugivorous primates during lean periods and reduce the area they require to survive (Ahumada et al. 1998). The flooded forests in the savannas of Amapá may serve a similar purpose for *A. belzebul*. The positive effects of this habitat as a complementary source of fruits would be especially evident for populations in the savannas of Amapá because of the predominantly small (<100 ha) forest patches in the landscape. However, unflooded forests tend to be the main habitat used by frugivorous primates throughout the year because of their usually greater plant diversity and fruit productivity compared to adjacent flooded forests (Ahumada et al. 1998, Pinto 2002).

Although we found a linear positive relationship between palm density and the probability of occurrence of howlers, it is unlikely that the palms themselves are responsible for this pattern. Instead, we hypothesize that this variable correlates with factors that favor *A. belzebul*. Asynchronous patterns in fruit production between flooded forests and adjacent unflooded forests (Ahumada et al. 1998), and higher leaf turnover (Stevenson et al. 2000) and soil fertility (Peres 1997a) in flooded forests compared with unflooded forests are all

potentially correlated with palm density in our sample. Thus, the observed relationship between palm density and *A. belzebul* does not imply that a forest patch composed almost entirely of flooded area palms (e.g., isolated açazais or stands of buriti), which we did not sample in this study, will have a high probability of *A. belzebul* occurrence.

Implications for conservation

The savannas of Amapá are the least protected region of the state, with only ~9% of the area protected, mostly as areas of multiple-use (Mustin et al. 2017). However, a study has recommended that 30% of the savannas should be protected (Hilário et al. 2017). As the only threatened primate found in this ecosystem, we argue that these potential new protected areas should include areas where *A. belzebul* occurs. Our results suggest that the selection of areas for the conservation of this primate should prioritize regions with a higher mean patch size or a greater prevalence of forest patches larger than 100 ha. Additionally, the selected patches should include mostly unflooded forests but also portions of flooded forests, resulting in an overall density of over 100 flooded area palms per hectare.

One of the palm species we studied was the açáí, *E. oleracea*, whose fruits have high socioeconomic value (Queiroz and Machado 2007). Açáí has been the focus of research and management projects because of its economic importance (Quaresma and Cunha 2012). The reputation of this forest product can be an opportunity to promote the conservation of *A. belzebul* in Amapá. Community management projects for açazais (areas with high densities of açáí palms mixed with native dicot trees) where *A. belzebul* occurs could be used to disseminate information on the ecological importance of this primate, and on the threats to its survival, leading local communities to value these primates alive (*i.e.* to avoid hunting them).

In summary, besides showing that the probability of occurrence is higher in larger habitat patches (a well-established relationship), we found that the habitat configuration (*i.e.* palm density) is more important than some forest structure attributes in predicting the occurrence of *A. belzebul* in forest patches. Although plant composition is usually more difficult to survey than forest structure, we encourage researchers to include this parameter in future studies investigating predictors of primate occurrence in forest patches, which is important for primate conservation. Further investigations on how *A. belzebul* uses the seasonally flooded forests in the patches they inhabit should clarify the reason why palm density predicts their occurrence in the forest patches in Amazonian savannas.

Acknowledgments We thank the local communities for sharing their knowledge and assisting the researchers during the fieldwork. This investigation was funded by The Rufford Foundation (22322-1), the Conservation Leadership Programme (02327917), and Idea Wild. SMS and BRRCR are supported by student stipends from CAPES. CAPES (Edital 21/2018) supports RRH, through the National Program for Academic Cooperation in the Amazon (PROCAD-Amazônia, Process no. 88881.314420/2019-01). Additional training was provided by the Post-Graduate Program in Tropical Biodiversity at the Federal University of Amapá, funded by the PROCAD-Amazônia/CAPES (No. 88887.200472/2018-00). Finally, we thank the anonymous reviewers, whose insightful comments significantly improved this manuscript.

Data availability statement Data available on request from the authors.

REFERENCES

- Ahumada, J. A., Stevenson, P. R., & Quiñones, M. J. (1998). Ecological response of spider monkeys to temporal variation in fruit abundance: The importance of flooded forest as a keystone habitat. *Primate Conservation*, 18, 10–14.
- Anzures-Dadda, A., & Manson, R. H. (2007). Patch-and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, 10(1), 69–76. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00074.x>
- Aquino, R., & Bodmer, R. E. (2004). Plantas útiles en la alimentación de primates en la cuenca del Río Samiria, Amazonia Peruana. *Neotropical Primates*, 12(1), 1–6.
- Aquino, R., López, L., García, G., & Heymann, E. W. (2014). Diversity, abundance and habitats of the Primates in the Río Curaray Basin, Peruvian Amazonia. *Primate Conservation*, 28(1), 1–8. <https://doi.org/10.1896/052.028.0103>
- Arroyo-Rodríguez, V., & Dias, P. A. D. (2010). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: A review. *American Journal of Primatology*, 72(1), 1–16. <https://doi.org/10.1002/ajp.20753>
- Arroyo-Rodríguez, V., & Mandujano, S. (2006). Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27(4), 1079–1096. <https://doi.org/10.1007/s10764-006-9061-0>
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S., Benítez-Malvido, J., & Cuende-Fanton, C. (2007). The influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very

- small rain forest fragments. *Biotropica*, 39(6), 760–766. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00330.x>
- Barton, K. (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.4. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bicca-Marques, J. C. (2003). How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In *Primates in fragments* (pp. 283–303). Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3770-7_18
- Bicca-Marques, J. C., Chaves, Ó. M., & Hass, G. P. (2020). Howler monkey tolerance to habitat shrinking: Lifetime warranty or death sentence? *American Journal of Primatology*, 82(e23089), 1–9. <https://doi.org/10.1002/ajp.23089>
- Bolt, L. M., Schreier, A. L., Russell, D. G., Jacobson, Z. S., Merrigan-Johnson, C., Barton, M. C., & Coggeshall, E. M. C. (2019). Howling on the edge: Mantled howler monkey (*Alouatta palliata*) howling behaviour and anthropogenic edge effects in a fragmented tropical rainforest in Costa Rica. *Ethology*, 125(9), 593–602. <https://doi.org/10.1111/eth.12886>
- Bonilla-Sánchez, Y. M., Serio-Silva, J. C., Pozo-Montuy, G., & Chapman, C. A. (2012). Howlers are able to survive in eucalyptus plantations where remnant and regenerating vegetation is available. *International Journal of Primatology*, 33(1), 233–245. <https://doi.org/10.1007/s10764-011-9569-9>
- Calle-Rendón, B. R., Toledo, J. J. de, Mustin, K., & Hilário, R. R. (2020). Drivers of primate richness and occurrence in a naturally patchy landscape in the Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02028-z>
- Carretero-Pinzon, X., & Defler, T. R. (2019). Primates and flooded forest in the Colombian Llanos. In K. Nowak, A. A. Barnett, & I. Matsuda (Series Eds.), *Primates in flooded habitats: Ecology and conservation* (pp. 153–162). Cambridge: Cambridge University Press.
- Coutinho, L. A. (2012). Variação sazonal e longitudinal na Ecologia do guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul* (Primates, Atelidae), na Fazenda Pacatuba, Paraíba (Dissertation). Universidade Federal de Sergipe.
- Cristóbal-Azkarate, J., Veà, J. J., Asensio, N., & Rodríguez-Luna, E. (2005). Biogeographical and floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 67(2), 209–222. <https://doi.org/10.1002/ajp.20178>
- de Thoisy, B., Renoux, F., & Julliot, C. (2005). Hunting in northern French Guiana and its impact on primate communities. *Oryx*, 39(02). <https://doi.org/10.1017/S0030605305000384>

- Defler, T. R., & Defler, S. B. (1996). Diet of a group of *Lagothrix lagothericha lagothericha* in southeastern Colombia. *International Journal of Primatology*, 17(2), 161–190. <https://doi.org/10.1007/BF02735446>
- Dias, P. A. D., Alvarado-Serrano, D., Rangel-Negrín, A., Canales-Espinosa, D., & Cortés-Ortiz, L. (2013). Landscape attributes affecting the natural hybridization of Mexican howler monkeys. In L. K. Marsh & C. A. Chapman (Eds.), *Primates in fragments* (pp. 423–435). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_28
- Estrada, A., & Coates-Estrada, R. (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17(5), 759–783.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2011). *An R companion to applied regression*. Thousand Oaks, CA: Sage Publications. Retrieved from <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- Frankham, R., Ballou, S. E. J. D., Briscoe, D. A., & Ballou, J. D. (2002). *Introduction to conservation genetics*. Cambridge: Cambridge university press.
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>
- Hastie, T. (2020). Gam: Generalized Additive Models. R package version 1.20. <https://CRAN.R-Project.Org/Package=gam>. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=gam>
- Haugaasen, T., & Peres, C. A. (2005). Primate assemblage structure in amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology*, 67(2), 243–258. <https://doi.org/10.1002/ajp.20180>
- Hijmans, R. J. (2017). Package ‘raster’: Geographic data analysis and modeling. R package version 2.6-7.
- Hilário, R. R., Toledo, J. J. de, Mustin, K., Castro, I. J., Costa-Neto, S. V., Kauano, É. E., ... Funi, C. (2017). The fate of an Amazonian savanna: Government land-use planning endangers sustainable development in Amapá, the most protected Brazilian state. *Tropical Conservation Science*, 10, 1–8. <https://doi.org/10.1177/1940082917735416>
- Hue, T., Caubet, M., & Moura, A. C. de A. (2017). Howlers and marmosets in Pacatuba: An overcrowded existence in a semi-deciduous Atlantic forest fragment? *Mammalia*, 81(4). <https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0167>

- IBGE. (2017b). Banco de dados SIDRA. Senso Agropecuário [SIDRA database Agricultural census]. Retrieved from <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&z=&o=>
- IBGE. (2017a). Panorama das unidades federativas com base no censo demográfico de 2010. V4.3.8.5. Retrieved from <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ap>
- IEPA. (2008). Macrodiagnóstico do estado do Amapá: Primeira aproximação do ZEE/ Equipe Técnica do ZEE - AP (3rd ed.). Macapá, AP: IEPA.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A., & Palacios-Silva, R. (2004). Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, Mexico. *Neotropical Primates*, 12(3), 126–131. <https://doi.org/10.1896/1413-4705.12.3.126>
- Mandujano, S., & Estrada, A. (2005). Detection of area thresholds and isolation distance for forest fragment occupation by howler monkeys, *Alouatta palliata*, in Los Tuxtlas, Mexico. 12.
- Montenegro, M. M. V., Carvalho, A., Cortes-Ortíz, L., Fialho, M. de S., Jerusalinsky, L., Melo, F. R., ... Veiga, L. M. (2019). *Alouatta belzebul*. IUCN Red List of Threatened Species 2019, e.T39957A17925370. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T39957A17925370.en>
- Mustin, K., Carvalho, W. D., Hilário, R. R., Costa-Neto, S. V., Silva, C., Vasconcelos, I. M., ... Mendes-Junior, R. N. (2017). Biodiversity, threats and conservation challenges in the Cerrado of Amapá, an Amazonian savanna. *Nature Conservation*, 22, 107. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.22.13823>
- Pavelka, M. S. M., & Knopff, K. H. (2004). Diet and activity in black howler monkeys (*Alouatta pigra*) in southern Belize: Does degree of frugivory influence activity level? *Primates*, 45(2), 105–111. <https://doi.org/10.1007/s10329-003-0072-6>
- Pebesma, E. J. (2004). Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences*, 30(7), 683–691.
- Peres, C. A. (1997). Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: A case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica*, 68(3–5), 199–222.
- Pinto, L. P. (2002). Dieta, padrão de atividades e área de vida de *Alouatta belzebul* discolor (Primates, Atelidae) em Paranaíta, Norte do Mato Grosso (Dissertation). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

- Pozo-Montuy, G., & Serio-Silva, J. C. (2007). Movement and resource use by a group of *Alouatta pigra* in a forest fragment in Balancán, México. *Primates*, 48(2), 102–107. <https://doi.org/10.1007/s10329-006-0026-x>
- Puig-Lagunes, Á. A., Canales-Espinosa, D., Rangel-Negrín, A., & Dias, P. A. D. (2016). The influence of spatial attributes on fragment occupancy and population structure in the Mexican mantled howler (*Alouatta palliata mexicana*). *International Journal of Primatology*, 37(6), 656–670. <https://doi.org/10.1007/s10764-016-9930-0>
- Quaresma, S. M., & Cunha, E. B. da. (2012). Manejo de açaizais, como prática de gestão e educação ambiental: Um estudo de caso da comunidade de Franco Grande do Bailique/Amapá. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 2(1), 100–120.
- Queiroz, J. A. L. de, & Machado, S. D. A. (2007). Estrutura e dinâmica de floresta de várzea no estuário amazônico no estado do Amapá. *Floresta*, 37(3), 339–352. <https://doi.org/10.5380/rf.v37i3.9930>
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.
- R Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Rimbach, R., Link, A., Heistermann, M., Gomez-Posada, C., Galvis, N., & Heymann, E. W. (2013). Effects of logging, hunting, and forest fragment size on physiological stress levels of two sympatric ateline primates in Colombia. *Conservation Physiology*, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.1093/conphys/cot031>
- Rodriguez-Toledo, E. M., Mandujano, S., & García-Orduña, F. (2003). Relationships between forest fragments and howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in southern Veracruz, Mexico. In L. K. Marsh (Series Ed.), *Primates in fragments: Ecology and conservation* (pp. 79–97). New York: Springer.
- Silva, F. A. da, Canale, G. R., Kierulff, M. C. M., Duarte, G. T., Paglia, A. P., & Bernardo, C. S. S. (2016). Hunting, pet trade, and forest size effects on population viability of a critically endangered Neotropical primate, *Sapajus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1826). *American Journal of Primatology*, 78(9), 950–960. <https://doi.org/10.1002/ajp.22565>
- Silva, A. S. de A. e, Fortes, V. B., & Voltolini, J. C. (2017). Influência da paisagem na presença e abundância do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* em fragmentos florestais no sudeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 24(2), 323–331.

- Stevenson, P. R. (2016). Neotropical primate communities: Effects of disturbance, resource production and forest type heterogeneity. *American Journal of Primatology*, 78(4), 391–401. <https://doi.org/10.1002/ajp.22518>
- Stevenson, P. R., Quinones, M. J., & Ahumada, J. A. (2000). Influence of fruit availability on ecological overlap among four Neotropical Primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*, 32(3), 533–544. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00499.x>
- Tichý, L. (2016). Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. *Journal of Vegetation Science*, 27(2), 427–435. <https://doi.org/10.1111/jvs.12350>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. Gail M, Krickeberg K, Samet JM, Tsiatis A, Wong W, editors. New York, NY: Spring Science and Business Media.

CONCLUSÕES GERAIS

Nós estimamos que as comunidades rurais nas savanas do Amapá caçam cerca de 90 espécies da fauna nativa, entre mamíferos, répteis e aves. Entretanto, a maioria dessas espécies, especialmente das aves, são caçadas apenas esporadicamente. A caça da região se concentra em relativamente poucas espécies, sendo que as cinco espécies mais caçadas representam mais de metade dos animais caçados na região. Os principais alvos de caça foram jabutis, tatus-galinha, capivaras, cutias e tracajás. Porém, as três espécies com maior biomassa caçada foram capivaras, jabutis e veados-mateiros, que somam mais de metade da biomassa total caçada na região.

Primatas não representam um alvo preferencial para as comunidades da região de estudo, somando apenas cerca de 5% dos animais caçados. Além disso, aproximadamente um a cada cinco entrevistados nunca comeu ou caçou primatas e, dentre os que já haviam comido, um terço não havia consumido nenhuma carne de primata nos últimos 12 meses. Dito isso, o guariba-de-mãos-ruivas é o primata mais caçado em sua região de ocorrência nas savanas do Amapá. Apesar de somar apenas ~2% do total de animais caçados na região, dados populacionais, atualmente inexistentes, são necessários para determinar se a pressão de caça atual sobre este primata é sustentável.

Apesar de termos observado uma redução nos meses de dezembro e janeiro, a atividade de caça parece se manter constante entre as estações, tanto em relação à quantidade de animais e biomassa extraída como em relação à riqueza e composição de espécies exploradas. Apesar de alguns grupos serem mais caçados em determinadas épocas do ano (*e.g.*, aves Anseriformes), as principais espécies (*i.e.* com o maior número de registros) são caçadas ao longo de todo o ano. A biomassa coletada pelos caçadores segue um padrão não sazonal, com vários picos ao longo do ano, formados quando caçadores coletam uma quantidade alta de caça num único mês e cessam ou diminuem drasticamente suas atividades de caça nos meses subsequentes.

O principal fator investigado determinando a frequência de caça dos caçadores nas savanas do Amapá foi a idade. Os caçadores mais ativos são predominantemente jovens e o perfil de caça dos mais velhos tende a ser composto majoritariamente de espécies pequenas que podem ser capturadas oportunisticamente em encontro acidentais. Entretanto a cobertura florestal da região foi a variável que influenciou o maior número de aspectos da caça local. A

cobertura florestal afeta desde a quantidade de caçadores numa comunidade até quais espécies são mais caçadas. As áreas com maior cobertura florestal têm uma maior prevalência de caçadores entre a sua população e estes tendem a ser mais ativos (i.e. caçar mais frequentemente e extrair quantidades totais maiores de biomassa) e explorar uma maior riqueza de espécies, predominantemente as de maior tamanho, do que caçadores em regiões com menor cobertura florestal.

A renda *per capita* dos caçadores tem um efeito negativo sobre a frequência de caça, indicando a importância dessa atividade para a subsistência dos caçadores com menor renda. A maior dependência da caça para subsistência dos caçadores de menor renda é responsável pelo aumento da frequência de caça e também por uma diminuição na seletividade em relação a presas dessas pessoas, fazendo com que os seus perfis de caça apresentem um maior predomínio de espécies de menor porte, menos apreciadas na região. Em contrapartida, caçadores com renda maior têm uma probabilidade maior de ignorar presas menos apreciadas.

A quantidade de rios na região, associada a um acesso maior a recursos pesqueiros – uma fonte de proteína animal alternativa à caça – teve um efeito negativo sobre a frequência de caça dos caçadores locais (que caçam menos em áreas com maior quantidade de rios). Além disso, os caçadores em regiões com maior quantidade de rios apresentaram uma maior seletividade de presas, mostrando um predomínio maior de espécies de maior tamanho corporal (preferenciais) em seus perfis de caça. Esses efeitos combinados indicam que o acesso a recursos pesqueiros diminui a dependência da carne de caça para a subsistência.

Relacionada à influência da demanda por carne de caça advinda das cidades, a distância de centros urbanos influenciou tanto na frequência de caça dos caçadores em comunidades rurais como na composição das espécies exploradas. Caçadores em áreas mais próximas de centros urbanos tenderam a caçar com maior frequência e a focar seus esforços de caça na captura de presas de maior tamanho corporal, mais comerciáveis.

Os efeitos descritos das variáveis ambientais e socioeconômicas estudadas sobre a caça na região de ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas nas savanas do Amapá corroboram a importância dessa atividade para a subsistência das pessoas que vivem nas comunidades rurais da região. Mais além, também indica que intervenções que facilitem o acesso dessas pessoas a fontes alternativas de proteína animal (e.g., programas de criação/complementação de renda para as famílias ou programas de incentivo e apoio a piscicultura) têm o potencial de reduzir a pressão sobre as populações das principais espécies caçadas na região.

Levando em conta que o guariba-de-mãos-ruivas não é um alvo preferencial nas comunidades rurais da região, ações de conservação da espécie que busquem reduzir o grau de ameaça local a este primata devem buscar redirecionar a pressão de caça sobre a espécie para espécies menos ameaçadas, mais resilientes à caça e mais apreciadas pelas pessoas da região. Programas de educação ambiental que busquem difundir informações sobre sustentabilidade da caça e estado de ameaça dos alvos caçados localmente podem ser eficazes nesse objetivo. Porém, programas de monitoramento das populações de fauna cinegética locais assim como planos de manejo de caça são indispensáveis para a garantia da conservação das espécies caçadas na região assim como da segurança alimentar das comunidades que contam com elas para a sua subsistência. Para tanto, recomendamos a criação de conselhos participativos locais, incluindo membros do poder público, da academia e das comunidades locais. Adicionalmente, a criação de áreas de proteção integral – onde não é permitida a caça – nas savanas do Amapá tem o potencial de servir como refúgio para as espécies caçadas da região, aumentando assim a resiliência das populações locais.

Como o guariba-de-mãos-ruivas é o único primata ameaçado de extinção das savanas do Amapá, e as demais espécies de vertebrados ameaçadas dessa região tem distribuições geográficas que incluem grandes áreas de floresta protegida ao norte do estado, nós recomendamos que a criação de áreas protegidas da região priorize a conservação desse primata. Nós observamos efeitos positivos da área da mancha de floresta e da densidade de palmeiras características de áreas alagadas (i.e. açais, buritis e caranãs) sobre a probabilidade de ocorrência do guariba-de-mãos-ruivas em manchas de floresta. Com base nessas relações, nós sugerimos que os critérios para seleção de áreas para a proteção da espécie devem priorizar manchas maiores que 100 ha, ou regiões com maior densidade de manchas de grande tamanho, assim como manchas com porções de áreas alagadas de floresta densamente ocupadas por palmeiras.

APÊNDICE 1 – Questionário sobre consumo e atividade de caça

Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical - PPGBio

Data: / / Ques N°: GPS: Lat: Lon: -

Localidade/Propriedade: Tipo:

Nome da pessoa: Sexo: ☐ M ☐ F Idade: Eletric: ☐ S ☐ N Trans: ☐ N ☐ B ☐ M ☐ C ☐ E ☐ O

1 As pessoas da casa consomem carne de caça? ☐ S ☐ N

2 Quando foi a última vez que você consumiu caça?

3 Com quantas outras famílias essa caça foi dividida? <

4 Qual foi a última espécie de primata que você consumiu?

5 Há algum caçador na casa? Quantos? ☐ S ☐ N

6 Das 4 casas mais próximas, quantas tem pelo menos um caçador?

7 Número de moradores na casa? 8 Renda da casa (número de salários mínimos)?

9 Quantas vezes ao mês vai caçar?

10 Quantas caças (indivíduos obtêm por caçada)? <

11 Quantas vezes caçou no último mês? <

12 Quantas caças (indivíduos obteve na última caçada)? <

13 Qual a última espécie de primata que você caçou?

14 Quais os animais caçados? (Lista completa: espécie e tipo de uso)

15 Gostaria de participar do calendário? ☐ S ☐ N

14. LISTA DOS ANIMAIS CAÇADOS

A: Alimentação M: Medicinal C: Controle

1	A	M	C	26	A	M	C	51	A	M	C
2	A	M	C	27	A	M	C	52	A	M	C
3	A	M	C	28	A	M	C	53	A	M	C
4	A	M	C	29	A	M	C	54	A	M	C
5	A	M	C	30	A	M	C	55	A	M	C
6	A	M	C	31	A	M	C	56	A	M	C
7	A	M	C	32	A	M	C	57	A	M	C
8	A	M	C	33	A	M	C	58	A	M	C
9	A	M	C	34	A	M	C	59	A	M	C
10	A	M	C	35	A	M	C	60	A	M	C
11	A	M	C	36	A	M	C	61	A	M	C
12	A	M	C	37	A	M	C	62	A	M	C
13	A	M	C	38	A	M	C	63	A	M	C
14	A	M	C	39	A	M	C	64	A	M	C
15	A	M	C	40	A	M	C	65	A	M	C
16	A	M	C	41	A	M	C	66	A	M	C
17	A	M	C	42	A	M	C	67	A	M	C
18	A	M	C	43	A	M	C	68	A	M	C
19	A	M	C	44	A	M	C	69	A	M	C
20	A	M	C	45	A	M	C	70	A	M	C
21	A	M	C	46	A	M	C	71	A	M	C
22	A	M	C	47	A	M	C	72	A	M	C
23	A	M	C	48	A	M	C	73	A	M	C
24	A	M	C	49	A	M	C	74	A	M	C
25	A	M	C	50	A	M	C	75	A	M	C

5

B: Bicicleta M: Moto C: Carro E: Embarcação O: Outro

APÊNDICE 2 – Lista de alvos de caça

Tabela S 1. Espécies de vertebrados caçadas para alimentação da região sudeste das savanas do Amapá, seguindo indicações em entrevistas com 40 caçadores das comunidades rurais e registros de animais caçados por 36 caçadores locais (calendários completos, incompletos e oportunistas) entre Fevereiro de 2018 e Janeiro de 2019. A coluna Indicações mostra o número de indicações de cada táxon como alvo de caça pelos entrevistados e a coluna Registros mostra o número de animais caçados registrados no programa de monitoramento.

Espécie	Nome comum	Indicações	Registros	Status*
Mamíferos		474	363	
Didelphimorphia		16	2	
<i>Didelphis marsupialis</i>	Mucura-de-orelha-preta	10	2	LC
<i>Didelphis imperfecta</i>	Mucura-de-orelha-branca	6		LC
Sirenia		1		
<i>Trichechus</i> spp.	Peixe-boi	1		VU
Cingulata		78	111	
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-branco	40	85	LC
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	28	20	LC
<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole	7	4	LC
<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	3	2	VU
Pilosa		39	15	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	16	2	VU
<i>Choloepus didactylus</i>	Preguiça-real	11	13	LC
<i>Bradypus tridactylus</i>	Preguiça-de-bentinho	8		LC
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	4		LC
Primates		81	33	
<i>Alouatta belzebul</i>	Guariba-de-mãos-ruivas	30	17	VU
<i>Sapajus apella</i>	Macaco-prego	16		LC
<i>Aotus infulatus</i>	Macaco-da-noite	12	9	-
<i>Alouatta macconnelli</i>	Guariba-vermelho	5	2	LC
<i>Cebus olivaceus</i>	Caiarara	5		-
<i>Pithecia pithecia</i>	Macaco-voador	4		LC
<i>Saguinus midas</i>	Sagui-de-mãos-douradas	3		LC
<i>Saimiri sciureus</i>	Macaco-de-cheiro	3		LC
<i>Ateles paniscus</i>	Coamba	2	5	VU
-	Macacos	1		-
Carnivora		33		
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	14		NT
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	9		LC
<i>Leopardus sp.</i>	Maracajá	4		-

<i>Nasua nasua</i>	Coati	3		LC
<i>Potos flavus</i>	Jupará	2		LC
<i>Eira barbara</i>	Irara	1		LC
Perissodactyla		26	2	
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	26	2	VU
Cetartiodactyla		89	37	
<i>Mazama americana</i>	Veado-vermelho	32	18	DD
<i>Pecari tajacu</i>	Caititu	18	15	LC
<i>Mazama nemorivaga</i>	Veado-fuboca	17	4	LC
<i>Odocoileus virginianus</i>	Veado-da-cauda-branca	16		LC
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	6		VU
Rodentia		111	163	
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	35	69	LC
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	34	41	LC
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	34	53	LC
<i>Coendou</i> spp.	Porco-espinho	8		LC
Aves		199	122	
Tinamiformes		9		
<i>Crypturellus</i> spp.	Inhambu	9		LC
Anseriformes		59	88	
<i>Cairina moschata</i>	Pato-do-mato	36	62	LC
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Marreca	21	26	LC
<i>Anhima cornuta</i>	Unicorne	2		LC
Galliformes		19	5	
<i>Ortalis motmot</i>	Aracuã	13	5	LC
<i>Crax alector</i>	Mutum	4		VU
<i>Penelope marail</i>	Jacumirim	2		LC
Ciconiiformes		48	5	
<i>Mycteria americana</i>	Jaburu	25	3	LC
<i>Ciconia maguari</i>	Cauauá ou Maguari	18	2	LC
<i>Jabiru mycteria</i>	Tuiuiú	5		LC
Suliformes		12		
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá, Mergulhão	11		LC
<i>Anhinga anhinga</i>	Carará	1		LC
Pelecaniformes		20		
<i>Ardeidae</i> spp.	Garça	9		-
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Socó-boi, socó-onça	7		LC
<i>Theristicus caudatus</i>	Curicaca	2		LC
<i>Butorides striata</i>	Socozinho	1		LC
<i>Eudocimus ruber</i>	Guará	1		LC
Accipitriformes		1		
<i>Accipitridae</i> spp.	Gavião	1		-
Gruiformes		1		
<i>Psophia crepitans</i>	Jacamim	1		NT
Columbiformes		11	11	
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pomba-galega	8	11	LC

<i>Leptotila</i> spp.	Juriti	2		LC
<i>Patagioenas speciosa</i>	Pomba-trocal	1		LC
Cuculiformes		3	1	
<i>Crotophaga</i> spp.	Anu	3	1	LC
Strigiformes			1	
Não identificada			1	-
Coraciiformes		1		
<i>Chloroceryle</i> spp.	Martim-pescador	1		LC
Piciformes		7		
<i>Ramphastos</i> spp.	Tucano	6		-
Picidae spp.	Pica-pau	1		-
Psittaciformes		8		
Psittacidae spp.	Papagaios e periquitos	7		-
<i>Ara chloropterus</i>	Arara-vermelha	1		LC
Não identificadas			11	-
Répteis		137	216	
Testudines		70	167	
<i>Chelonoids</i> spp.	Jabuti	12	111	-
<i>Chelonoidis carbonarius</i>	Jabuti-tucumã	16		-
<i>Chelonoidis denticulata</i>	Jabuti-tinga	4		VU
<i>Podocnemis unifilis</i>	Tracajá	15	47	VU
<i>Rhinoclemmys punctularia</i>	Perema	12	8	-
<i>Chelus fimbriatus</i>	Matamatá	4		-
<i>Kinosternon scorpioides</i>	Muçum	4		-
<i>Platemys platycephala</i>	Cabeçuda	3	1	-
Crocodylia		55	47	
<i>Caiman crocodilos</i>	Jacaré-tinga	22	4	LC
<i>Paleosuchus trigonatus</i>	Jacaré-coroa	22	3	LC
<i>Melanosuchus niger</i>	Jacaré-açu	8		LC
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	Jacaré-pretinho	2	2	LC
Não identificado	Jacaré	1	38	LC
Squamata		12	2	
<i>Iguana iguana</i>	Iguana	4	2	-
Boidae	Jiboia	3		-
<i>Dracaena guianensis</i>	Jacuruxi	2		-
<i>Eunectes murinus</i>	Sucuriçu	2		-
<i>Salvator merianae</i>	Jacuraru	1		LC
Total		810	701	

*Segundo a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN 2017). DD: Dados insuficientes; NT: Quase ameaçada; LC: Pouco preocupante; VU: Vulnerável.