UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

CAMILA FERREIRA LEÃO

As Mudanças climáticas e os impactos sobre a ocorrência e conservação de carnívoros na Amazônia

Belém

2021

CAMILA FERREIRA LEÃO

As Mudanças climáticas e os impactos sobre a ocorrência e conservação de carnívoros na Amazônia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre ou Doutor em Ecologia.
Área de concentração: Ecologia.
Linha de Pesquisa: Ecologia teórica e aplicada

Orientador(a): Prof. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima
Coorientador(a): Prof. Dr. Matheus S. Lima-Ribeiro

Belém

2021

CAMILA FERREIRA LEÃO

As Mudanças climáticas e os impactos sobre a ocorrência e conservação de carnívoros na Amazônia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dra. Tereza C. Giannini
Instituto Tecnológico Vale

Prof. Dra. Ana Cristina M. de Oliveira
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. André F. A. Andrade
Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Daniel P. Silva
Instituto Federal Goiano

Prof. Dra. Fernanda S. Santos
Museu Paraense Emílio Goeldi

Local de defesa: defesa por parecer

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus amigos de laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia (BIOMACRO) pelo apoio emocional e pelos ensinamentos teóricos e práticos. Agradeço aos colaboradores desse estudo que estiveram comigo do início ao fim e me deram assistência sempre que preciso. Agradeço especialmente a minha orientadora Dra. Marcela Lima, por ter sido uma grande docente, orientadora e companheira, sendo essencial para a conclusão dessa fase de minha vida. Agradeço aos amigos Paola Pires e Pedro Guedes por todo apoio emocional, preocupação, e companheirismo até então. Por fim, agradeço a instituição Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento desse estudo.

As Mudanças climáticas e os impactos sobre a ocorrência e conservação de carnívoros na Amazônia

RESUMO

As mudanças climáticas afetam a biodiversidade de diversas formas, entre elas a distribuição das espécies. Os carnívoros da Amazônia são particularmente vulneráveis, pois possuem requerimentos muito específicos para sua sobrevivência, além disso na Amazônia a velocidade das mudanças é superior à de dispersão das espécies. Analisamos 16 espécies de carnívoros da Amazônia e através de modelos de distribuição de espécies foi possível verificar os efeitos das mudanças climáticas nesses animais até o ano de 2070. Além disso, avaliamos a representatividade das Áreas de Proteção (APs) da Amazônia para essas espécies. Encontramos que a maioria das espécies terá redução em sua distribuição potencial independente de sua capacidade de dispersão, e devido a isso principalmente, as APs perderão representatividade para o grupo. Nosso estudo demonstra a relevância de medidas urgentes para a conservação dos carnívoros na Amazônia, um grupo importante para o funcionamento da comunidade.

Palavras-chave: ameaças; áreas protegidas; distribuição potencial; modelos de distribuição de espécies.

Climate changes and impacts on the occurrence and conservation of carnivores in the Amazon

ABSTRACT

Climate change affects biodiversity in several ways, including the distribution of species. Carnivores in the Amazon are particularly vulnerable, as they have very specific requirements for their survival, moreover in the Amazon the speed of change is greater than that of species dispersion. We analyzed 16 carnivore species in the Amazon and through species distribution models it was possible to verify the effects of climate change on these animals until the year 2070. In addition, we evaluated the representativeness of the Amazon Protected Areas (PA) for these species. We found that most species will have a reduction in their potential distribution regardless of their dispersion capacity, and due to this mainly, the PAs will lose representativeness to the group. Our study demonstrates the relevance of urgent measures for the conservation of carnivores in the Amazon, an important group for the functioning of the community.

Key words: protected areas; potential distribution; species distribution models; threats.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1
2. MATERIAIS E MÉTODOS..... 5
2.1. Registros de ocorrência e limpeza dos dados 5
2.2. Dados ambientais 6
2.3. Procedimentos de modelagem e avaliação dos modelos 7
2.4. Mensuração da dinâmica espacial 8
2.5. Efetividade das áreas de proteção 9
2.6. Análise de dados 10
3. RESULTADOS..... 11
4. DISCUSSÃO 13
5. CONCLUSÃO 18
6. CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES 19
7. CONFLITO DE INTERESSES 19
8. FINANCIAMENTO 19
9. REFERÊNCIAS 19

As Mudanças climáticas e os impactos sobre a ocorrência e conservação de carnívoros na Amazônia

Camila F. Leão[1], Matheus S. Lima-Ribeiro[2], Kauê Felippe de Moraes[1], Gabriela S. R. Gonçalves[1], Marcela Guimarães Moreira Lima[1]

[1]Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia – Universidade Federal do Pará

[2] Laboratório de Macroecologia – Universidade Federal de Goiás

Introdução

A demanda energética humana cresceu de maneira acentuada após a revolução industrial e os impactos antrópicos chegaram a níveis exorbitantes (IPCC, 2013). Atualmente, as atividades de desmatamento e queima de combustíveis fósseis contribuem para que a emissão de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa atinjam magnitudes nunca vistas em milhões de anos (Diffenbaugh & Field, 2013). Em razão disso, intensas alterações no clima são percebidas nos últimos anos (Fischer & Knutti, 2015), com elevação da temperatura global em cerca de 1°C acima dos níveis pré-industriais (Easterling *et al*., 2000; IPCC, 2013). Caso esse cenário de emissões se mantenha, pesquisadores preveem um aquecimento global entre 1.5 e 4.0 °C até o final do século XXI, com alterações no regime sazonal de precipitação, aumento do nível do mar e frequência de eventos extremos (Walther *et al.*, 2002; IPCC, 2018).

Essas mudanças climáticas afetam a biodiversidade de várias maneiras, podendo ocasionar alterações na distribuição geográfica e dinâmica fenológica (sazonalidade das atividades) das espécies (Forrest, 2015), afetando sua permanência em determinadas

regiões (Walther *et al*, 2002). Em resposta a tais condições adversas, as espécies tendem a se deslocar no espaço em busca de condições climáticas adequadas para garantir sua sobrevivência (Garcia *et al*., 2014; Parmesan e Yohe, 2003; Pecl *et al*, 2017; Root *et al*., 2003). Uma vez que as espécies apresentam diferentes tolerâncias ambientais e respondem de forma diferente às mudanças climáticas, esse deslocamento para ambientes adequados vai depender da capacidade de dispersão de cada espécie, podendo resultar na alteração da composição e abundância das comunidades, bem como perturbar as interações bióticas existentes (por exemplo, polinização, predação, dispersão de sementes), alterando a estrutura e funcionamento das comunidades (Walther *et al*, 2002; Durant *et al*, 2007; Cahill *et al*, 2013; Blois *et al*., 2013; Silva *et al*, 2015).

Dentre as possíveis espécies afetadas pelas mudanças climáticas, as espécies tropicais estão entre as mais vulneráveis por possuírem nichos ecológicos muito específicos e tolerâncias climática próximas aos limites fisiológicos devido ao clima ser mais estável nessa região (Ribeiro *et al*., 2018). Estudos preveem que a velocidade das mudanças na temperatura e na precipitação seja alta nas regiões tropicais e, devido a isso, os trópicos poderão experimentar condições climáticas de extremas secas e aquecimento (Loarie *et al*., 2009; Garcia *et al*., 2014), resultando na perda de habitat climaticamente adequado de maneira mais rápida para espécies dessa região.

Esses eventos extremos já vêm sendo documentados na Amazônia, onde a duração da estação seca e sua intensidade aumentaram, enquanto a precipitação se tornou mais intensa durante a estação chuvosa, ameaçando a biodiversidade deste bioma que representa uma das maiores do mundo (Malhi *et al*., 2008; Gloor *et* al., 2015; Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019). Cenários climáticos futuros projetam que a precipitação anual da Amazônia cairá de maneira rápida e substancial (Cochrane & Barber, 2009), o que

combinado com um aumento da temperatura a um limite crítico, poderá levar a eventos de savanização em grande escala, principalmente do sul e leste da Amazônia (Nobre *et al.*, 2016). Caso esses cenários se concretizem, a intensidade e velocidade dessas mudanças desafiarão a capacidade das espécies de se adaptarem às novas condições climáticas e de se dispersarem para áreas adequadas (Parmesan *et al.*, 2006).

Um grupo de espécies que potencialmente poderá sentir de maneira negativa os efeitos dessas mudanças no clima são os carnívoros (Carnivora: Mammalia), principalmente os de maior porte, devido à sua restrição energética, características biológicas específicas como requisitos de área e população (populações pequenas, baixas taxas reprodutivas e grandes áreas de vida) e adaptação a habitats abertos (Crooks, 2002; Crooks *et al.*, 2011; Arias-Alzate *et al.*, 2020). Os carnívoros já experimentaram declínios populacionais substanciais e estão entre as espécies que sofreram a maior contração de amplitude entre toda a biodiversidade (Ripple *et al.*, 2014). As principais causas para esse declínio estão relacionadas com a perda ou degradação de seus habitats e de suas presas, retaliação por humanos, bem como sua exploração em larga escala para medicina tradicional e caça esportiva (Cardillo *et* al., 2004; Minin *et al.*, 2016).

A perda de espécies de carnívoros pode provocar o desequilíbrio do ecossistema, pois eles regulam diretamente seu funcionamento através da interação presa-predador (Schmitz *et al.*, 2000). Predadores de topo (grandes carnívoros) limitam a abundância e distribuição de suas presas e, consequentemente, de níveis tróficos abaixo (controle conhecido como *Top-down*), de modo que sua remoção da comunidade resultaria em cascata trófica, ou seja, descontrole populacional de todos os níveis tróficos abaixo (Estes *et al.*, 2011; Ripple *et al.*, 2014). Em certos casos de cascata trófica, os mesopredadores (pequenos e médios carnívoros) podem reestabelecer o equilíbrio da comunidade com

taxas de predação similares aos predadores de topo, no entanto, não os substituem completamente em suas funções (Prugh *et al.*, 2009; Ritchie *et al.*, 2012). Dessa forma, independente do porte, os carnívoros são fundamentais nas redes de interações, dinâmica e estrutura das comunidades, sendo pontos chaves para a conservação (Ripple *et al.*, 2014; Minin *et al.*, 2016).

Considerando todos esses fatores e o estado dinâmico de cenários de mudanças climáticas, têm-se um problema espacial complexo para a conservação, uma vez que esses processos podem afetar a persistência das espécies em áreas que atualmente são destinadas à conservação (Área de Proteção Ambiental- APs) (Araújo *et al.*, 2004; Soares-Filho *et al.*, 2010). Desta forma, as APs podem se tornar insuficientes e/ou inadequadas, uma vez que essas áreas protegidas são fixadas em áreas geográficas que durante sua proposição não levaram em consideração este estado dinâmico de mudanças climáticas (Hannah *et al*., 2013; Lemes & Loyola 2013). Além disso, as mudanças climáticas representam grandes desafios para o planejamento da conservação, uma vez que as distribuições de espécies são afetadas de maneira complexa e particular (Hannah *et al*., 2013; Lemes & Loyola 2013; Alagador *et al*., 2016).

Assim, o conhecimento sobre as distribuições das espécies é fundamental para estudos de macroecologia e conservação. No entanto, a distribuição real das espécies ainda é pouco conhecida, principalmente na região Neotropical que representa uma das maiores biodiversidades do mundo (Hortal *et al.*, 2015). Uma das ferramentas que atualmente vem sendo utilizadas em análises sobre a conservação da biodiversidade é a modelagem de distribuição de espécies (SDM, do inglês *species distribution models*) (Elith & Graham, 2009). Os SDMs predizem as áreas ambientalmente adequadas para as espécies correlacionando variáveis ambientais com registros de ocorrência, mapeando assim sua

potencial distribuição geográfica no presente e futuro (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Peterson & Soberón, 2012). Dessa maneira, os SDMs têm sido frequentemente utilizados para avaliar os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica dos organismos.

A partir dos SDMs, avaliamos o impacto das mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica de carnívoros na Amazônia. Desse modo, respondemos as seguintes perguntas: (1) Qual o efeito das mudanças climáticas sobre a distribuição de carnívoros na Amazônia? (2) As espécies de carnívoros perderão ou ganharão representatividade dentro Áreas Protegidas (APs) da Amazônia no futuro?

Material e métodos

Registros de ocorrência e limpeza dos dados

Os registros de ocorrência foram obtidos para todas as 16 espécies pertencentes a ordem Carnivora residentes da Amazônia (Tabela 1; Figura 1) a partir de bancos de dados *online* como: *Global Biodiversity Information Facility* (http://www.gbif.org/), Portal da Biodiversidade (https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/), Vertnet (http://www.vertnet.org/index.html) e *speciesLink* (http://splink.cria.org.br/). Além disso, como forma de complementar nosso banco de dados, foram utilizados registros obtidos a partir de *datapapers* (Lima *et al.*, 2017; Grilo *et al.*, 2018; Morato *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2019; Sampaio *et al.*, 2010) e de levantamentos realizados em literatura primária e secundária (livros, artigos científicos, teses e relatórios publicados) (Figura 2a). Com o objetivo de identificar possíveis atualizações de nomes científicos e sinonímias, realizamos uma revisão taxonômica de todos os táxons alvo. Todos os registros foram georreferenciados e as informações geográficas das localidades e municípios, cujas

coordenadas não estavam disponíveis, foram obtidas utilizando-se o Google Earth versão 7.1.2 (https://www.google.com/earth/).

Como procedimento de limpeza do banco de dados, apenas ocorrências identificadas em nível de espécies foram mantidas. Além disso, dados com coordenadas geográficas não confiáveis ou com localização imprecisa (por exemplo, fora da distribuição geográfica da espécie ou que não pudessem ser confirmadas) foram descartados. Para corrigir o viés geográfico, criamos grades com resolução de ~20 km (o dobro de resolução das variáveis ambientais) e, em seguida, selecionamos aleatoriamente apenas um registro de ocorrência em cada pixel (Velazco *et al*, 2019). Esse procedimento foi realizado por meio do pacote spThin (Aiello-Lammens *et al.*, 2015) (Figura 2a).

Dados ambientais

Para o cenário atual, foram utilizadas as 19 variáveis bioclimáticas obtidas na plataforma Worldclim 1.4 (http://worldclim.org), em uma resolução espacial de 5 arc minutos (~10km) (Tabela S1). Para o cenário futuro, utilizamos as mesmas 19 variáveis bioclimáticas simuladas a partir de modelos de circulação geral (*Atmosphere-Ocean General Circulation* - AOGCMs) para o ano de 2070. Visando selecionar os AOGCMs que maximizem a incerteza entre os modelos climáticos, realizamos uma análise de agrupamento e selecionamos um AOGCM de cada grupo conforme proposto por Varela *et al.* (2015). Sendo assim, selecionamos cinco AOGCMs: CCSM4, HadGEM2-AO, IPSL-CM5A-LR, MRI-CGCM3 e MIROC-ESM. A fim de avaliar o efeito do clima sobre as espécies, foram considerados dois cenários de vias de concentração representativas (*Representative Concentration Pathways* – RCP), RCP 4.5 como o cenário mitigatório (otimista) e RCP 8.5 como cenário sem restrições de emissões gasosas (pessimista) (Figura 2b).

Com o intuito de evitar a colinearidade entre as variáveis ambientais, realizamos uma Análise de Componentes Principais (*Principal Component Analysis* - PCA) para reduzir as dimensões das variáveis bioclimáticas (De Marco & Nóbrega, 2018). Foram utilizados como preditores das funções de resposta apenas os eixos que explicaram no mínimo 95% da variância original das 19 variáveis bioclimáticas. Para manter a dimensionalidade dos dados climáticos ao longo do tempo, os coeficientes obtidos a partir da PCA com os dados climáticos do presente foram utilizados para computar os escores para os dados climáticos do futuro de cada AOGCM selecionado (Sillero & Barbosa, 2021) (Figura 2b).

Procedimentos de modelagem e avaliação dos modelos

Buscando contemplar a incerteza entre algoritmos, utilizamos cinco métodos comumente usados em SDMs e que se destacam por seu desempenho (Velazco *et al*. 2017), sendo eles: *Maximum Entropy* (MaxEnt), *Support Vector Machine* (SVM), *Random Forest* (RF), *Generalized Linear Model* (GLM) e Processo Gaussiano (GAU) (Figura 2c). O MaxEnt é um algoritmo baseado em presença-background, ou seja, os registros de ocorrência são associados a toda a área de estudo para estimar a distribuição através da entropia máxima (Elith *et al.*, 2010). Os quatro algoritmos restantes usam métodos de presença-ausência, correlacionando dados de ocorrência de presença e ausência (Breiman, 2001; Tax & Duin, 2004; Golding & Purse, 2016). Para o ajuste dos modelos que são baseados em presença-ausência, foram amostradas pseudo-ausências através do método de restrição ambiental, sendo alocadas em áreas ambientalmente adequadas para espécie, ao invés de toda a área de estudo (Engler *et al*., 2004) (Figura 2c).

Com o intuito de melhorar a precisão dos modelos de distribuição potencial, executamos dois métodos estatísticos de particionamento dos registros de ocorrência: *checkerboard* e *K-fold* (Figura 2c). Para espécies com mais de 15 ocorrências usamos o método estatístico

checkerboard. Nesse método, são geradas grades quadriculadas que particionam os registros de ocorrência em blocos ao longo de toda a extensão geográfica, sendo a melhor divisão aquela que maximiza a independência e a similaridade ambiental entre os sub-conjuntos (Muscarella *et al.*, 2014; Valavi *et al*., 2019). Para isso, geramos 20 grades com 30 resoluções variando de 0,16 a 0,5 graus para todas as espécies alvos (para mais detalhes checar Andrade *et al*., 2020). Para espécies com menos de 15 registros de ocorrências usamos o método *K-fold*, adequado para poucos registros de ocorrência *(*Fielding & Bell, 1997). Nesse método, o conjunto de dados é dividido em K partes (dobras) aleatórias, onde os modelos são ajustados em K-1 partes para treino e o restante dos dados para teste (Jung & Hu, 2015; Andrade *et al*., 2020). Para os nossos modelos, utilizamos 3 dobras aleatórias.

O desempenho preditivo dos modelos foi avaliado usando o Índice de Similaridade de Jaccard (Jaccard, 1908) (Figura 2c). Esse índice mede a semelhança entre as previsões e as observações, de modo que quanto mais próximo o valor for de 1, maior a correspondência entre ambos e menor o número de falsos positivos e negativos (Leroy *et al.*, 2018). Por fim, foi realizada uma combinação de todas as predições para cada espécie utilizando a abordagem de ensemble *forecasting* (Araújo & New, 2007) (Figura 2c) obtido por meio de uma média simples somente dos algoritmos que tiveram performance acima da média geral de todos os algoritmos. Esse processo foi feito para o presente e cada um dos cenários climáticos futuros (RCP 4.5 e 8.5), gerando os mapas de consenso. Todos os procedimentos de modelagem e avaliação dos modelos foram realizados utilizando o pacote ENMTML (de Andrade *et al.*, 2020) usando o R *software* v4.0.3 (R Core Team, 2018).

Mensuração da dinâmica espacial

Após o processo de modelagem, calculamos as áreas adequadas dos modelos de distribuição no R *software* v4.0.3 (R Core Team, 2018) através do pacote *Raster* (Hijmans 2015). Geramos cinco cenários de dispersão para analisar o ganho/perda de área adequada em ambos os cenários futuros. Os cenários de dispersão foram criados considerando diferentes alcances das espécies nos cenários futuros, sendo eles: 0%, 25%, 50%, 75% e 100% (Figura 2d). Para obter esses cenários, os mapas contínuos de adequabilidade foram inicialmente transformados em mapas binários de presença/ausência utilizando o valor mínimo de adequabilidade nos pontos de presença como limiar de corte (*lowest presence threshold*). Posteriormente, calculou-se a distância que cada espécie deveria dispersar para ocupar as áreas adequadas no futuro, como predito para cada método, AOGCM e RCP. Por fim, considerou-se que as espécies alcançariam diferentes proporções dessas distâncias, desde nenhuma dispersão (0%, as espécies se distribuiriam no futuro apenas nas áreas onde ocorrem no presente) até dispersão ilimitada (100%, as espécies dispersariam para todas as áreas adequadas no futuro). Os quartis 25%, 50% e 75% representam os cenários com capacidades de dispersão intermediárias, em que as espécies alcançariam, no futuro, apenas as áreas com determinada distância a partir da sua distribuição no presente. Considerando cada cenário de dispersão, fizemos os cálculos de perda/ganho de área climaticamente adequada a partir da diferença entre a área de distribuição das espécies no presente e no futuro (Figura 2d).

Efetividade das Áreas de Proteção

A efetividade das áreas protegidas (APs) em representar as espécies foi analisada através do Índice de Representatividade de Espécies (*Species' Representation Index* - SRI) proposto por Alagador *et al.* (2011) (Figura 2e). O SRI quantifica a proporção de cada célula com área protegida e os valores de adequabilidade climática de cada espécie,

mensurando a representatividade ao longo de toda a área de estudo. Assim, para avaliar a dinâmica temporal da representatividade das espécies nas APs, analisamos se no futuro as APs serão climaticamente mais adequadas para as espécies comparado com as condições atuais através da razão entre o SRI de cenários futuros e o do presente ($SRI_{fut/pres}$). Desse modo, podemos avaliar se as PAs seriam climaticamente mais adequadas para espécies no futuro em relação às condições atuais ($SRI_{fut/pres} > 1$) ou se haverá uma redução da adequabilidade climática para as espécies dentro das PAs ($SRI_{fut/pres} < 1$) (Araújo *et al.*, 2011) (Figura 2e).

Para a realização dessa análise, foram consideradas quatro categorias de APs, sendo elas: 1) Áreas de proteção integral (PI), 2) Áreas de uso sustentável (US), 3) Áreas de uso direto/ indireto (UDI) e 4) Terras indígenas (TI) (RAISG, 2019). Para representar as APs, utilizamos os *shapesfiles* fornecidos pelo "Banco de dados mundial sobre Áreas protegidas" (disponível em https://www.protectedplanet.net/) e computamos a proporção que cada pixel, de uma grade com ~5 arc minutos de resolução, é representado em uma AP.

Análise de dados

Para considerar as incertezas dos SDMs, realizamos uma análise de variância (ANOVA) para avaliar a dinâmica de distribuição de área adequada e a representatividade das espécies entre o presente e futuro (Figura 2f). Para avaliar se as espécies perderam ou ganharam área, computamos uma ANOVA two-way considerando os cenários climáticos futuros e de dispersão como preditores. Além disso, computamos uma ANOVA simples para avaliar a dinâmica de representação das espécies dentro das APs no presente e futuro.

Resultados

Foram obtidos um total de 27.033 registros de ocorrências únicas para todas as 16 espécies de carnívoros da Amazônia, sendo *Mustela africana* com o menor número de ocorrências (14) e *Puma concolor* o maior número de ocorrências (4652) (Tabela S2). Os modelos de distribuição potencial apresentaram desempenho preditivo satisfatório, com valores do Índice de Similaridade de Jaccard acima de 0.7 para todas as espécies (média = 0.93; Tabela S3).

Analisando os SDMs das espécies no presente e para os cenários climáticos futuros, observamos que 13 espécies serão afetadas negativamente pelas mudanças climáticas, com uma redução de áreas climaticamente adequadas em ambos os cenários climáticos futuros (RCP4.5 e RCP8.5) (Figura 3; Figura S1 e S2). Dentre as espécies que não apresentaram perda significativa de área adequada em nenhum dos cenários futuros, destaca-se a espécie *Leopardus tigrinus*, a qual está incluída tanto na lista de espécies ameaçadas nacional (Em perigo; MMA, 2018), quanto na lista internacional (Vulnerável; IUCN 2016).

Analisando os cenários de dispersão para o futuro, somente a espécie *Atelocynus microtis* (Figura S3) apresentou uma variação de área significativa. Para as demais espécies, embora a perda de área se acentue à medida que a dispersão fica mais limitada, não houve diferenças significativas entre os cenários de dispersão (Figura S3). Entretanto, nossos resultados demonstram que não existe uma interação significativa entre os cenários de dispersão e os cenários climáticos, indicando que o efeito da mudança climática (a redução de área no futuro) independe dos cenários de dispersão (Figura S4).

No cenário climático otimista, considerando todos os cenários de dispersão, a perda de áreas adequadas das espécies variou de 3% (*P. concolor*) a 47% (*A. microtis*) em relação

ao presente (Figura 3; Tabela S3). Dentre as espécies que apresentam algum status de ameaça (Tabela 1), *A. microtis* foi a que apresentou a maior perda de área, indicando que cerca de 47% de toda sua área climática adequada poderá ser perdida no futuro, seguida por *Speothos venaticus* (22,4%) e *P. concolor* (17,2%) (Figura 3; Tabela S3). A espécie *Nasua nasua*, apesar de atualmente estar classificada como pouco preocupante (LC), poderá ter uma redução de pelo menos 30% da amplitude climática adequada no cenário climático otimista.

Quando consideramos o cenário pessimista, os SDMs predisseram uma redução considerável de área adequada (Figura 3; Tabela S3). Dentre as espécies ameaçadas, *A. microtis* foi novamente a mais afetada pelas mudanças climáticas, cuja área climaticamente adequada poderá sofrer uma redução de 67%, seguida por *S. venaticus* (36,8%) e *P. concolor* (29,7%) (Figura 3; Tabela S3). Algumas espécies não ameaçadas poderão perder pelo menos 30% de sua área climaticamente adequada, o que pode comprometer seus status de ameaça no futuro, sendo elas: *Mustela africana* (32%), *Cerdocyon thous* (32,3%), *Eira Barbara* (33,2%), *Procyon cancrivorus* (37,7%) e *N. nasua* (46,6%) (Figura 3; Tabela S3).

Devido a perda de área climaticamente adequada nos cenários futuros, todas as espécies alvo serão menos representativas dentro da rede de APs da Amazônia. Dentre essas espécies, quatro se destacam pelo fato das APs se tornarem significativamente menos adequadas no futuro, sendo elas: *E. barbara*, *N. nasua*, *A. microtis* e *P. concolor* (Figura 4; Figura S5). Para as quatro citadas, a perda de representatividade em APs será de no mínimo 15% no cenário otimista e 28% no cenário pessimista, podendo perder até 48% no RCP 85 (Tabela S4). Apesar do resultado não ter sido estatisticamente significativo para as demais espécies, todas poderão perder aproximadamente 10% da sua

representatividade dentro das APs no futuro, podendo chegar a 34% para a espécie *S. venaticus* (Tabela S4; Figura S5).

Discussão

Nossos resultados demonstram que as mudanças climáticas afetarão a distribuição geográfica da maioria dos carnívoros na Amazônia no futuro (2070), através da redução da área adequada desses animais. No cenário climático otimista, as espécies terão perdas de área de até 47% em relação ao presente, e no pessimista de até 67%. Em razão disso, as APs da Amazônia serão menos eficientes para a conservação dessas espécies, já que elas estarão menos representadas nas APs. Alguns estudos recentes sobre os efeitos das mudanças climáticas corroboram com nossos resultados, sendo esse padrão visto também para outros grupos (Anciães e Peterson, 2006; Jetz *et al*., 2007; Aguiar *et al*., 2016; Arias-Alzate *et al.*, 2017; Velazco *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2018; Moraes *et al.*, 2020).

O clima é determinante na distribuição das espécies e pode ser decisivo no processo de extinção de populações (Pecl *et al*, 2017). Em mudanças climáticas anteriores, os carnívoros experimentaram contrações substanciais tanto na sua distribuição, quanto em suas populações na região neotropical, o que configurou a distribuição das espécies atualmente (Arias-Alzate *et al.* 2020; Bogoni *et al*. 2020). Essas mudanças climáticas pontuais e naturais extinguiram muitas espécies de carnívoros, de modo que as espécies restantes provavelmente adaptaram-se, mas ainda sofrem com esses impactos (Koch & Barnosky, 2006; Borges *et al*., 2019). Diferente do passado, as mudanças climáticas atuais e futuras são ocasionadas por meios antrópicos, e estão ocorrendo continuamente e cada vez mais rápido, sendo assim, é possível que haja perda significativa de biodiversidade taxonômica e funcional, pois as espécies não serão capazes de adaptar-se a tempo à novas condições ambientais (Parmesan *et al.*, 2006; Raupach *et al*., 2007; Pecl

et al., 2017). As regiões tropicais apresentam uma alta velocidade de mudanças climáticas e suas espécies possuem características fisiológicas mais restritas, tornando-as sensíveis às mudanças climáticas e possivelmente incapazes de acompanhá-las (Tewksbury *et al.*, 2008; Loarie *et al.*, 2009). De acordo com Schloss *et al.* 2012, na Amazônia a velocidade das mudanças climáticas é sete vezes maior que a de dispersão dos animais e 40% dos mamíferos de todo Hemisfério Ocidental não serão capazes de acompanhar essas mudanças. Em nossos resultados, as espécies alvo tiveram reduções de áreas independente de seu alcance de dispersão, o que implica que o alcance de dispersão desses animais provavelmente não será eficiente para evitar redução de área experimentada.

De acordo com nossas projeções, em ambos os cenários climáticos haverá menos área adequada disponível para as espécies. Estudos anteriores mostraram resultados semelhantes. Baiseiro *et al*. (2020) mostraram que os carnívoros apresentarão perdas substanciais de habitat e abundância até 2030 em todos os cinco cenários climáticos estudados, principalmente na América do Sul, e apontam como principal fator dessa perda as mudanças climáticas. Visconti *et al.* 2016 também preveem perdas de área a longo prazo para os carnívoros em todos os cenários climáticos até 2050, sendo que no cenário pessimista o risco de extinção do grupo aumenta para 23%. Caso as projeções se concretizem, com incremento de emissões de gases do efeito estufa, as extinções da biodiversidade podem superar todas as extinções em massa anteriores (Barnosky *et al*. 2011).

Em nosso estudo, todas as espécies alvo ameaçadas de extinção (exceto *L. tigrinus*) poderão ser afetadas negativamente pelas mudanças climáticas em ambos os cenários climáticos (RCP4.5 e RCP8.5), mais drasticamente no cenário pessimista. Em comparação com as demais espécies ameaçadas, a onça-parda (*P. concolor*) e a onça-pintada (*P. onca*) terão menos perda de área adequada no futuro de 2070. Essas espécies

são predadoras de topo, que possuem um papel chave no funcionamento da comunidade através do Top-Down (Ripple *et al*., 2014). Apesar de aparentemente não serem muito influenciadas pelas mudanças climáticas, essas espécies já perderam quase metade de seu território devido a ameaças antrópicas como degradação florestal, conflitos diretos e caça (Torres *et al*., 2008; Wolf & Ripple, 2017). Combinado com as mudanças climáticas, esses fatores podem levar a diminuição de suas populações ou/e extinção local dessas espécies, no qual não poderão mais exercer suas funções ecológicas e consequentemente desencadear em cascata trófica (Angelieri *et al*., 2016; Paviolo et al., 2016; Burrage *et al.,* 2020).

Com exceção de *G. vittata* e *L. pardalis*, as espécies não ameaçadas apresentaram reduções de área superiores a maioria das espécies alvo ameaçadas, com reduções de área entre 25% e 46% no cenário pessimista. Esses animais são mesopredadores onívoros dispersores de semente, onde na ausência do predador de topo assumem seu lugar na cadeia trófica (Prugh et al., 2009; Rather *et al*., 2020). Entretanto, a maioria dessas espécies pode ter seu status comprometido, devido a perda de 30% de sua população e distribuição geográfica (Purvis et al., 2000; Cardillo et al., 2005; IUCN 2012). Se essas espécies forem acrescidas em planos de conservação, é possível que a longo prazo os impactos sejam amenizados e não ocorra extinção ou mudança de status para elas (Soares-Filho *et al*. 2010).

Em ambos os cenários climáticos, a espécie alvo que será mais afetada pelas mudanças climáticas é *A. microtis*, canídeo endêmico e ameaçado da Amazônia. Essa espécie habita principalmente o arco do desmatamento e depende de áreas florestais, de modo que suas principais ameaças estão relacionadas as mudanças climáticas e a perda de habitat em consequência de degradação florestal (Michalski, 2010; Rocha *et al*., 2020). *A. microtis* ocorre em baixas densidades populacionais e já teve perdas consideráveis na sua

população estando atualmente em declínio (Leite-Pitman & Williams, 2011). Segundo nossas projeções, esse cenário provavelmente se manterá, podendo levar a formação de populações isoladas e inviáveis (Leite-Pitman & Beisiegel, 2013; Rocha *et al*., 2020). Enfatizamos a necessidade de conservação dessa espécie que além de ser endêmica, possui diversas ameaças que colocam em risco seu futuro.

Em contrapartida, a espécie ameaçada *L. tigrinus*, que está incluída tanto na lista de espécies ameaçadas nacional (Em perigo; MMA, 2018), quanto na lista internacional (Vulnerável; IUCN 2016), não apresentou perda significativa de área climática adequada, ou seja, em relação ao clima sua distribuição potencial se manterá estável. Alguns felinos apresentam maiores tolerâncias ecológicas e são mais flexíveis à estressores (Arias-Alzate *et al.*, 2017), de modo que sua persistência pode ser possível em razão disso. Apesar de ser uma espécie dependente de vegetação florestal, ela é capaz de habitar áreas extremamente ameaçadas e fragmentadas, e possivelmente persistir ocupando o nível trófico do predador (Oliveira *et al*., 2010; Oliveira-Santos *et al*., 2012). No entanto, mesmo com essa aparente estabilidade frente às mudanças climáticas, outras ameaças antrópicas são frequentes para essa espécie (Oliveira *et al*., 2008). São animais raros, com baixas densidades populacionais e suas populações estão em constante declínio devido principalmente à fragmentação de seus territórios e sua caça comercial, ressaltando a importância da conservação desse felino (Oliveira *et al*., 2011).

Áreas protegidas contribuem tanto para a conservação da biota e dos sistemas naturais, quanto na redução do desmatamento, pois atuam como “barreiras verdes” e no enfraquecimento de atividade ilegais (Soares-Filho *et al*. 2010; Paiva *et al*. 2020). No entanto, as APs foram designadas de acordo com interesses políticos e uso humano, e ainda que a taxa de desmatamento seja inferior dentro das APs, a presença humana contribui para o aumento dessas taxas (Nepstad *et al*. 2006; McDonald & Boucher 2011;

Françoso *et al.* 2015). Além dessa questão, as APs não acompanham o deslocamento das espécies, uma vez que as áreas destinadas à conservação são fixas e em suas proposições não se levou em consideração esse cenário dinâmico das mudanças climáticas (Alagador *et al*., 2014). Como evidenciado em nosso estudo, todas as espécies perderão representatividade dentro das APs até o ano de 2070, perdas que podem chegar até aproximadamente 50%, de modo que essas APs poderão se tornar insuficientes no cenário de mudanças climáticas e por pressões antrópicas. A problemática das APs em proteger as espécies vem sendo discutida para vários táxons em diversos biomas (Lemes et al. 2014; Carvalho et al. 2017; Oliveira et al. 2017). Segundo Nóbrega & De Marco (2011), as APs não preservam espécies restritas/raras de Odonatas no Cerrado. Já Frederico et al. (2018) verificaram que as APs da Amazônia não protegem totalmente a biodiversidade de peixes em cursos d'água.

Como as APs são a base de todas as estratégias para a conservação e manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, investir na seleção, projeto e principalmente na gestão dessas áreas é de fundamental importância (Joppa & Pfaff 2009). Desse modo, destacamos a relevância de novas estratégias de conservação que garantam a persistência das espécies à longo prazo como por exemplo, instalações de corredores ecológicos que conectem as APs para dispersão da fauna, evitando assim o isolamento de populações e possibilitando aumentar a viabilidade destas sob mudanças climáticas (Bogoni *et al*. 2020; Soares-Filho *et al*. 2010). Além disso, ainda que as APs não estejam efetivamente protegendo as espécies, elas podem atuar como *steppingstones* e facilitar as dispersões das espécies impulsionadas pelo clima e assim possam rastrear as áreas climaticamente adequadas para elas (Hannah et al., 2014). Desta forma as APs podem fornecer condições que permitam a permanência temporária (apenas de passagem)

das espécies, para facilitar os deslocamentos eficazes em direção a climas mais adequados (Saura et al., 2017).

Conclusão

Demonstramos que as mudanças climáticas impactarão os carnívoros da Amazônia no ano de 2070, mesmo em um cenário climático mais otimista. Tais mudanças associadas com a degradação de habitat e conflitos com humanos, coloca em risco a persistência desse grupo. A conservação dos carnívoros em APs também será comprometida, à medida que essas espécies perdem área, elas serão menos representadas nas mesmas no futuro. A extinção dos carnívoros pode ocasionar o desequilíbrio das comunidades. Sendo assim, recomendamos urgentemente ações de conservação a longo prazo, que amenizem a vulnerabilidade desses animais à extinção.

Contribuição dos autores

Todos os autores contribuíram para a elaboração e edição completa desse manuscrito.

Conflito de interesses

Declaramos que não temos nenhum conflito de interesse.

Financiamento

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

Referências

Aguiar LMS, Bernard E, Ribeiro V, Machado RB, Jones G. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. Glob Ecol

Conserv [Internet]. 2016;5:22–33. Available from: http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.11.011

Aiello-Lammens ME, Boria RA, Radosavljevic A, Vilela B, Anderson RP. spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. Ecography (Cop). 2015;38(5):541–5.

Alagador D, Cerdeira JO, Araújo MB. Climate change, species range shifts and dispersal corridors: an evaluation of spatial conservation models. Methods Ecol Evol. 2016;7(7):853–66.

Alagador D, Cerdeira JO, Araújo MB. Shifting protected areas: Scheduling spatial priorities under climate change. J Appl Ecol. 2014;51(3):703–13.

Alagador D, Martins MJ, Cerdeira JO, Cabeza M, Araújo MB. A probability-based approach to match species with reserves when data are at different resolutions. Biol Conserv [Internet]. 2011;144(2):811–20. Available from: http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.011

Anciães M, Peterson AT. Climate change effects on neotropical manakin diversity based on ecological niche modeling. Condor. 2006;108(4):778–91.

Andrade AFA de, Velazco SJE, De Marco Júnior P. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. Environ Model Softw [Internet]. 2020;125:104615. Available from: https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615

Angelieri CCS, Adams-Hosking C, Paschoaletto KM, De Barros Ferraz M, De Souza MP, McAlpine CA. Using species distribution models to predict potential landscape restoration effects on puma conservation. PLoS One. 2016;11(1):1–18.

Araújo MB, Cabeza M, Thuiller W, Hannah L, Williams PH. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. Glob Chang Biol. 2004;10(9):1618–26.

Araújo MB, New M. Ensemble forecasting of species distributions. Trends Ecol Evol. 2007;22(1):42–7.

Araújo MB, Alagador D, Cabeza M, Nogués-Bravo D, Thuiller W. Climate change threatens European conservation areas. Ecol Lett. 2011;14(5):484–92.

Arias-Alzate A, González-Maya JF, Arroyo-Cabrales J, Martínez-Meyer E. Wild Felid Range Shift Due to Climatic Constraints in the Americas: a Bottleneck Explanation for Extinct Felids? J Mamm Evol. 2017;24(4):427–38.

Arias-Alzate A, González-Maya JF, Arroyo-Cabrales J, Medellín RA, Martínez-Meyer E. Environmental Drivers and Distribution Patterns of Carnivoran Assemblages (Mammalia: Carnivora) in the Americas: Past to Present. J Mamm Evol. 2020;27(4):759–74.

Baisero D, Visconti P, Pacifici M, Cimatti M, Rondinini C. Projected Global Loss of Mammal Habitat Due to Land-Use and Climate Change. One Earth [Internet]. 2020;2(6):578–85. Available from: https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.015

Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Tiago B. Has the Earth's Sixth Mass Extinction Already Arrived? Nature. 2011;(June 2014).

Blois JL, Zarnetske PL, Fitzpatrick MC, Finnegan S. Climate change and the past, present, and future of biotic interactions. Science (80-). 2013;341(6145):499–504.

Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KMPMB. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. Sci Rep [Internet]. 2020;10(1):1–16. Available from: https://doi.org/10.1038/s41598-020-72010-w

Borges CM, Terribile LC, De Oliveira G, de Souza Lima-Ribeiro M, Dobrovolski R. Historical range contractions can predict extinction risk in extant mammals. PLoS One. 2019;14(9):1–15.

Breiman L. Random Forests. Machine Learning. 2001; 45: 5-32.

Burrage K, Burrage P, Davis J, Bednarz T, Kim J, Vercelloni J, et al. A stochastic model of jaguar abundance in the Peruvian Amazon under climate variation scenarios. Ecol Evol. 2020;10(19):10829–50.

Cahill AE, Aiello-Lammens ME, Caitlin Fisher-Reid M, Hua X, Karanewsky CJ, Ryu HY, et al. How does climate change cause extinction? Proc R Soc B Biol Sci. 2013;280(1750).

Cardillo M, Mace GM, Jones KE, Bielby J, Bininda-Emonds ORP, Sechrest W, et al. Evolution: Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. Science (80-). 2005;309(5738):1239–41.

Cardillo M, Purvis A, Sechrest W, Gittleman JL, Bielby J, Mace GM. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. PLoS Biol. 2004;2(7):909–14.

Cochrane MA, Barber CP. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. Glob Chang Biol. 2009;15(3):601–12.

Crooks KR, Burdett CL, Theobald DM, Rondinini C, Boitani L. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. Philos Trans R Soc B Biol Sci. 2011;366(1578):2642–51.

Crooks KR. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conserv Biol. 2002;16(2):488–502.

De Carvalho DL, Sousa-Neves T, Cerqueira PV, Gonsioroski G, Silva SM, Silva DP, et al. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. PLoS One. 2017;12(2).

De Marco P, Nóbrega CC. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. PLoS One. 2018;13(9).

de Moraes KF, Dantas Santos MP, Gonçalves GSR, de Oliveira GL, Gomes LB, Lima MGM. Climate change and bird extinctions in the Amazon. PLoS One. 2020;15(7 July):1–18.

Di Minin E, Slotow R, Hunter LTB, Montesino Pouzols F, Toivonen T, Verburg PH, et al. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. Sci Rep. 2016;6(April).

Diffenbaugh NS, Field CB. Changes in ecologically critical terrestrial climate conditions. Science (80-). 2013;341(6145):486–92.

Durant JM, Hjermann D, Ottersen G, Stenseth NC. Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. Clim Res. 2007;33(3):271–83.

Easterling DR, Meehl GA, Parmesan C, Changnon SA, Karl TR, Mearns LO. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. 2000;289(September):2068–75.

Elith J, Graham CH. Do they? How do they? WHY do they differ? on finding reasons for differing performances of species distribution models. Ecography (Cop). 2009;32(1):66–77.

Elith J, Kearney M, Phillips S. The art of modelling range-shifting species. Methods Ecol Evol. 2010;1(4):330–42.

Engler R, Guisan A, Rechsteiner L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. J Appl Ecol. 2004;41(2):263–74.

Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, Lewis SL, Brienen RJW, Feldpausch TR, et al. Compositional response of Amazon forests to climate change. Glob Chang Biol. 2019;25(1):39–56.

Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, et al. Trophic downgrading of planet earth. Science (80-). 2011;333(6040):301–6.

Fielding AH, Bell JF. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environ Conserv. 1997;24(1):38–49.

Fischer EM, Knutti R. Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. Nat Clim Chang. 2015;5(6):560–4.

Forrest JRK. Plant-pollinator interactions and phenological change: What can we learn about climate impacts from experiments and observations? Oikos. 2015;124(1):4–13.

Françoso RD, Brandão R, Nogueira CC, Salmona YB, Machado RB, Colli GR. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. Nat e Conserv. 2015;13(1):35–40.

Frederico RG, Zuanon J, De Marco P. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. Biol Conserv [Internet]. 2018;219(May 2017):12–9. Available from: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.032

Garcia RA, Cabeza M, Rahbek C, Araújo MB. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. Science (80-). 2014;344(6183).

Gloor M, Barichivich J, Ziv G, Brienen R, Schöngart J, Peylin P. Recent Amazon climate as background for possible ongoing Special Section : Global Biogeochem Cycles. 2015;29(9):1384–99.

Golding N, Purse B V. Fast and flexible Bayesian species distribution modelling using Gaussian processes. Methods Ecol Evol. 2016;7(5):598–608.

Grilo C, Coimbra MR, Cerqueira RC, Barbosa P, Dornas RAP, Gonçalves LO, et al. BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. Ecology. 2018;99(11):2625.

Guisan A, Thuiller W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. Ecol Lett. 2005;8(9):993–1009.

Guisan A, Zimmermann NE. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol Modell. 2000;135(2–3):147–86.

Hannah L, Flint L, Syphard AD, Moritz MA, Buckley LB, McCullough IM. Fine-grain modeling of species' response to climate change: Holdouts, stepping-stones, and microrefugia. Trends Ecol Evol [Internet]. 2014;29(7):390–7. Available from: http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2014.04.006

Hannah L, Ikegami M, Hole DG, Seo C, Butchart SHM, Peterson AT, et al. Global Climate Change Adaptation Priorities for Biodiversity and Food Security. PLoS One. 2013;8(8).

Hijmans RJ. Introduction to the ' raster ' package (version 2 . 3-24). R-CRAN Proj. 2015;(2008):1–27.

Hortal J, De Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ. Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. Annu Rev Ecol Evol Syst. 2015;46(November):523–49.

ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção [Internet]. 2018. 1102 p. Available from: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 2013.

International Union for Conservation of Nature. IUCN Red List Categories and Criteria, Version 3.1. 2012. Disponivel em: https://www.iucnredlist.org/resources/categories-and-criteria.

Jaccard, P. Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat. XLIV. 1908; 163(1908): 223-269.

Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. PLoS Biol. 2007;5(6):1211–9.

Joppa LN, Pfaff A. High and far: Biases in the location of protected areas. PLoS One. 2009;4(12):1–6.

Jung Y, Hu J. A K-fold averaging cross-validation procedure. J Nonparametr Stat. 2015;27(2):167–79.

Koch PL, Barnosky AD. Late quaternary extinctions: State of the debate. Annu Rev Ecol Evol Syst. 2006;37:215–50.

Leite-pitman MRP, Beisiegel BdeM. Avaliação do risco de extinção do cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas *Atelocynus microtis* (Sclater, 1883) no Brasil. Biodiversidade Brasileira. 2013;3:133-137.

Leite-pitman MRP, Williams RS. Atelocynus microtis. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T6924A12814890. 2011;8235. Available from: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011- 2.RLTS.T6924A12814890.en

Lemes P, Loyola RD. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. PLoS One. 2013;8(1).

Lemes P, Melo AS, Loyola RD. Climate change threatens protected areas of the Atlantic. 2014;357–68.

Leroy B, Delsol R, Hugueny B, Meynard CN, Barhoumi C, Barbet-Massin M, et al. Without quality presence–absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. J Biogeogr. 2018;45(9):1994–2002.

Lima F, Beca G, Muylaert RL, Jenkins CN, Perilli MLL, Paschoal AMO, et al. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. Ecology. 2017;98(11):2979.

Loarie SR, Duffy PB, Hamilton H, Asner GP, Field CB, Ackerly DD. The velocity of climate change. Nature [Internet]. 2009;462(7276):1052–5. Available from: http://dx.doi.org/10.1038/nature08649

Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science (80-). 2008;319(5860):169–72.

McDonald RI, Boucher TM. Global development and the future of the protected area strategy. Biol Conserv [Internet]. 2011;144(1):383–92. Available from: http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.016

Michalski F. The bush dog Speothos venaticus and short-eared dog Atelocynus microtis in a fragmented landscape in southern Amazonia. Oryx. 2010;44(2):300–3.

Morato RG, Thompson JJ, Paviolo A, de La Torre JA, Lima F, McBride RT, et al. Jaguar movement database: a GPS-based movement dataset of an apex predator in the Neotropics. Ecology. 2018;99(7):1691.

Muscarella R, Galante PJ, Soley-guardia M, Boria RA, Kass JM, Anderson RP. ENMeval : An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for M AXENT ecological niche models. 2014;1198–205.

Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B, Santilli M, Ray D, Schlesinger P, et al. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. 2006;20(1):65–73.

Nobre CA, Sampaio G, Borma LS, Castilla-Rubio JC, Silva JS, Cardoso M. Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. Proc Natl Acad Sci U S A. 2016;113(39):10759–68.

Nóbrega CC, De Marco P. Unprotecting the rare species: A niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. Divers Distrib. 2011;17(3):491–505.

Oliveira TG De, Tortato MA, Silveira L, Kasper BC, Mazim FD, Lucherini M, et al. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. 2010.

Oliveira TGde, Kasper CB, Tortato MA, Marques RV, Mazim FD, Soares JBG, Schneider A, Pinto PT, Paula RCde, Cavalcanti GN, Campos, C, Quixaba-Vieira O. Aspectos da ecologia e conservação de *Leopardus tigrinus* e outros felinos de pequeno-médio porte no Brasil, p. 37-105. *In*: Oliveira, TGde (ed.). Estudos para o manejo de *Leopardus tigrinus*/Plano de ação para conservação de *Leopardus tigrinus* no Brasil. Relatório final, Instituto Pró-Carnívoros/Fundo Nacional do Meio Ambiente, Atibaia, SP, Brazil. 2008.

Oliveira TGde. Ecologia e conservação de pequenos felinos no Brasil e suas implicações para o manejo. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 2011:204p.

Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD, De Carvalho CJB, Silva DP, et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. Sci Rep. 2017;7(1):1–9.

Oliveira-Santos LGR, Graipel ME, Tortato MA, Zucco CA, Cáceres NC, Goulart FVB. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, Leopardus tigrinus (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. Zoologia. 2012;29(2):115–20.

Paiva PFPR, de Lourdes Pinheiro Ruivo M, da Silva Júnior OM, de Nazaré Martins Maciel M, Braga TGM, de Andrade MMN, et al. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. Biodivers Conserv. 2020;29(1):19–38.

Parmesan C, Yohe G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature. 2003;421(6918):37–42.

Parmesan C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annu Rev Ecol Evol Syst. 2006;37:637–69.

Paviolo A, De Angelo C, Ferraz KMPMB, Morato RG, Martinez Pardo J, Srbek-Araujo AC, et al. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. Sci Rep. 2016;6(October):1–16.

Pecl GT, Araújo MB, Bell JD, Blanchard J, Bonebrake TC, Chen IC, et al. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. Science (80-). 2017;355(6332).

Peterson AT, Soberón J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. Nat a Conserv. 2012;10(2):102–7.

Prugh LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS, et al. The rise of the mesopredator. Bioscience. 2009;59(9):779–91.

Purvis A, Gittleman JL, Cowlishaw G, Mace GM. Predicting extinction risk in declining species. Proc R Soc B Biol Sci. 2000;267(1456):1947–52.

Rather TA, Kumar S, Khan JA. Multi-scale habitat selection and impacts of climate change on the distribution of four sympatric meso-carnivores using random forest algorithm. Ecol Process. 2020;9(1).

Raupach MR, Marland G, Ciais P, Le Quéré C, Canadell JG, Klepper G, et al. Global and regional drivers of accelerating CO2 emissions. Proc Natl Acad Sci U S A. 2007;104(24):10288–93.

Ribeiro BR, Sales LP, Loyola R. Strategies for mammal conservation under climate change in the Amazon. Biodivers Conserv [Internet]. 2018;27(8):1943–59. Available from: https://doi.org/10.1007/s10531-018-1518-x

Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, et al. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. Science (80-). 2014;343(6167).

Ritchie EG, Elmhagen B, Glen AS, Letnic M, Ludwig G, McDonald RA. Ecosystem restoration with teeth: What role for predators? Trends Ecol Evol. 2012;27(5):265–71.

Rocha DG, De Barros Ferraz KMPM, Gonçalves L, Tan CKW, Lemos FG, Ortiz C, et al. Wild dogs at stake: Deforestation threatens the only Amazon endemic canid, the short-eared dog (Atelocynus microtis). R Soc Open Sci. 2020;7(4).

Rogelj J, Shindell D, Jiang K, Fifita S, Forster P, Ginzburg V, et al. Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathw. IPCC Spec Rep Glob Warm 15 ºC [Internet]. 2018;82pp. Available from: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/02/SR15_Chapter2_Low_Res.pdf

Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. Nature. 2003;421(6918):57–60.

Sampaio R, Munari DP, Röhe F, Ravetta AL, Rubim P, Farias IP, et al. New distribution limits of Bassaricyon alleni Thomas 1880 and insights on an overlooked species in the Western Brazilian Amazon. Mammalia. 2010;74(3):323–7.

Saura S, Bastin L, Battistella L, Mandrici A, Dubois G. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? Ecol Indic [Internet]. 2017;76:144–58. Available from: http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.047

Schloss CA, Nuñez TA, Lawler JJ. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. 2012;2012.

Schmitz OJ, Hambäck PA, Beckerman AP. Trophic cascades in terrestrial systems: A review of the effects of carnivore removals on plants. Am Nat. 2000;155(2):141–53.

Sillero N, Barbosa AM. Common mistakes in ecological niche models. Int J Geogr Inf Sci [Internet]. 2021;35(2):213–26. Available from: https://doi.org/10.1080/13658816.2020.1798968

Silva DP, Macêdo ACBA, Ascher JS, De Marco P. Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. J Insect Conserv. 2015;19(5):901–10.

Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, Anderson A, Rodrigues H, Garcia R, et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. Proc Natl Acad Sci U S A. 2010;107(24):10821–6.

Souza Y, Gonçalves F, Lautenschlager L, Akkawi P, Mendes C, Carvalho MM, et al. ATLANTIC MAMMALS: a data set of assemblages of medium- and large-sized mammals of the Atlantic Forest of South America. Ecology. 2019;100(10).

Tax D M J, Duin R P W. Support Vector Data Description. Machine Learning. 2004;54: 45-66.

Tewksbury JJ, Huey RB, Deutsch CA. Putting the Heat on Tropical Animals The Scale of Prediction. Science. 2008;320:1296–7.

Tôrres NM, De Marco P, Diniz-Filho JAF, Silveira L. Jaguar distribution in Brazil: past, present and future. CAT News [Internet]. 2008;4:1–5. Available from: http://www.researchgate.net/publication/241751298_Jaguar_Distribution_in_Brazil_Past_Present_and_Future/file/72e7e529b13e62ebbb.pdf

Valavi R, Elith J, Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Arroita G. blockCV: An r package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. Methods Ecol Evol. 2019;10(2):225–32.

Varela S, Lima-Ribeiro MS, Terribile LC. A short guide to the climatic variables of the last glacial maximum for biogeographers. PLoS One [Internet]. 2015;10(6):1–15. Available from: http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0129037

Velazco SJE, Villalobos F, Galvão F, De Marco Júnior P. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. Divers Distrib. 2019;25(4):660–73.

Velazco SJE, Galvão F, Villalobos F, De Marco P. Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent. PLoS One. 2017;12(10):1–24.

Visconti P, Bakkenes M, Baisero D, Brooks T, Butchart SHM, Joppa L, et al. Projecting Global Biodiversity Indicators under Future Development Scenarios. Conserv Lett. 2016;9(1):5–13.

Walther G, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, et al. change. 2002;389–95.

Wolf C, Ripple WJ. Range contractions of the world's large carnivores. R Soc Open Sci. 2017;4(7).

Espécie	Categoria IUCN	Categoria MMA
Atelocynus microtis	NT	VU
Bassaricyon alleni	LC	LC
Cerdocyon thous	NT	VU
Eira barbara	LC	LC
Galictis vittata	VU	EN
Leopardus pardalis	NT	VU
Herpailurus yagoua-roundi	LC	LC
Leopardus tigrinus	NT	VU
Leopardus wiedii	LC	VU
Mustela africana	LC	VU
Nasua nasua	LC	LC
Panthera onca	LC	LC
Potos flavus	LC	DD
Procyon cancrivorus	LC	DD
Puma concolor	LC	LC
Speothos venaticus	LC	LC

Tabela 1. Lista de espécies de carnívoros que ocorrem na Amazônia e seus níveis de ameaça segundo a IUCN (LC= Pouco preocupante; NT = Quase ameaçada) e o MMA (LC= Pouco preocupante; VU= Vulnerável; EN= Em perigo; DD= Dados insuficientes).

Figura 1. Mapa do Bioma Amazônia.

Figura 2. Mapa conceitual

Figura 2. Mapa conceitual da metodologia. a) Registros de ocorrência e limpeza de dados; b) Dados ambientais; c) Procedimentos de modelagem e avaliação; d) Mensuração da dinâmica espacial; e) Efetividade das Áreas Protegidas (APs); f) Análise de dados.

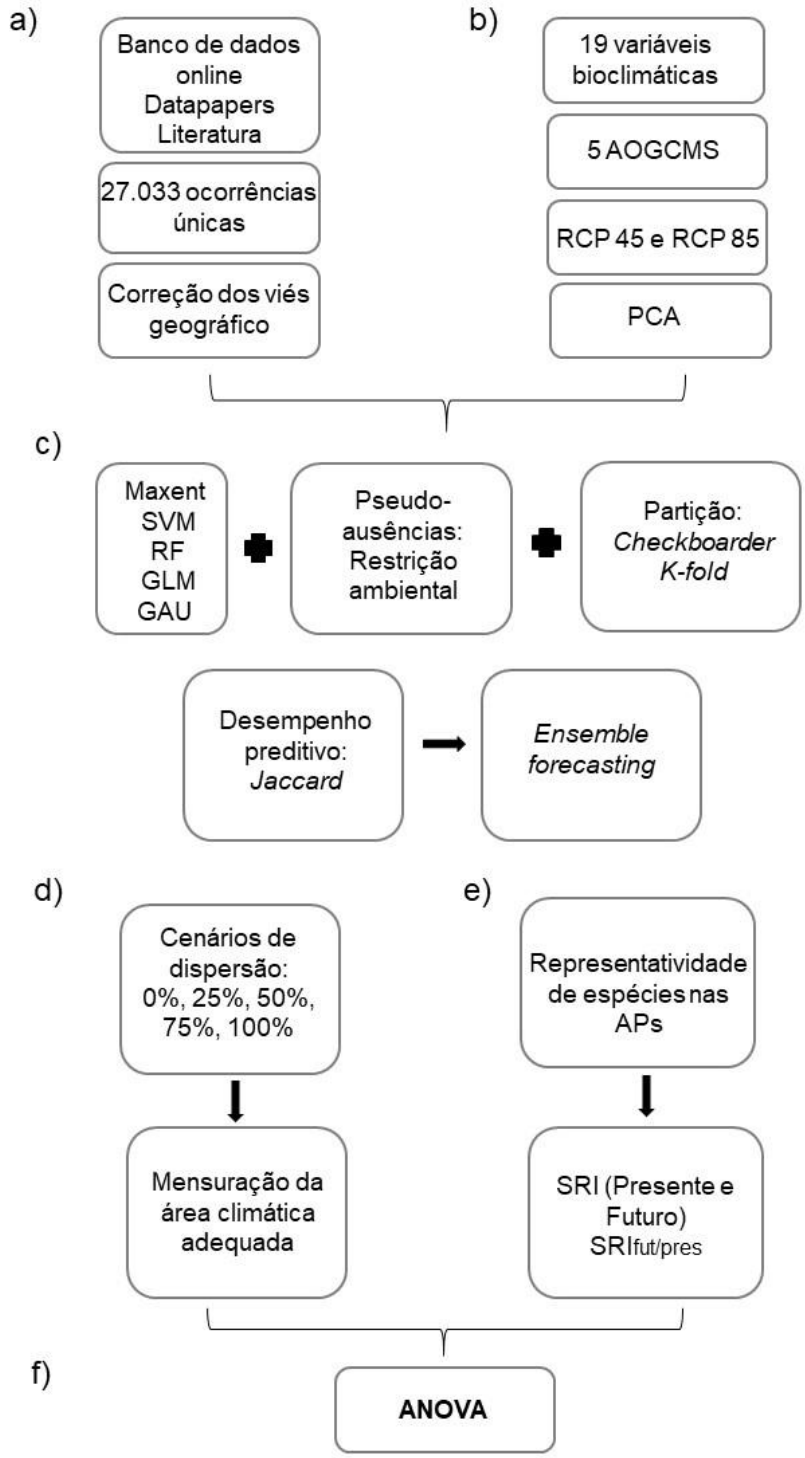


Figura 3. Perdas de área de cada espécie em ambos os cenários climáticos. *Perdas de área significativas estatisticamente, segundo a ANOVA.

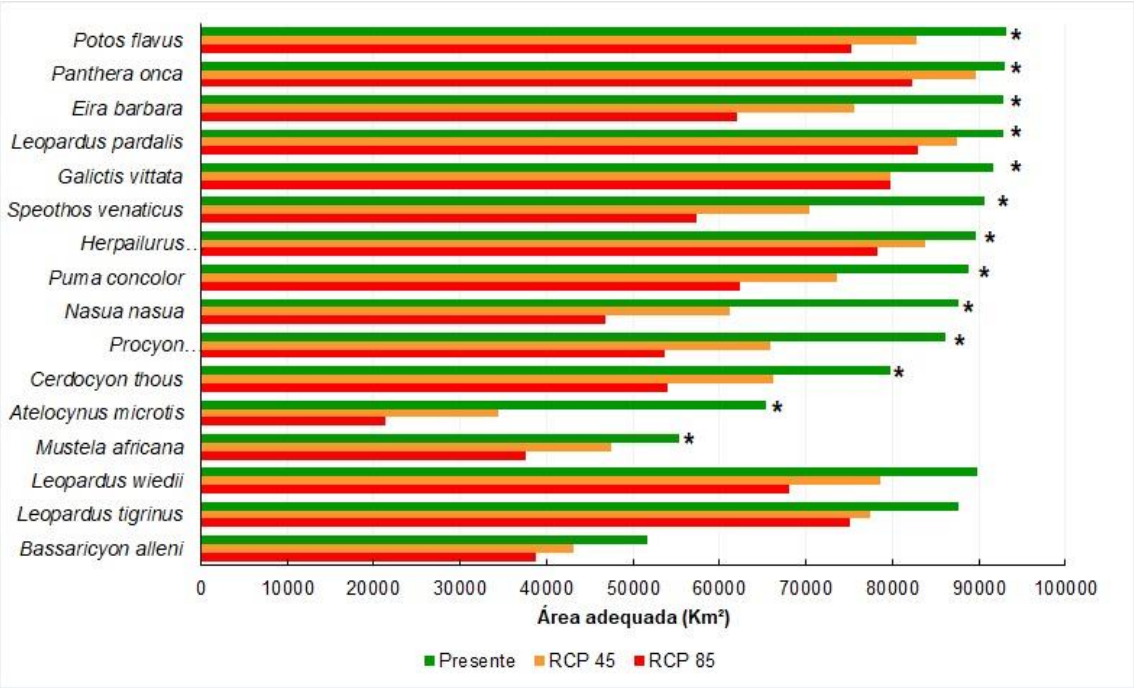
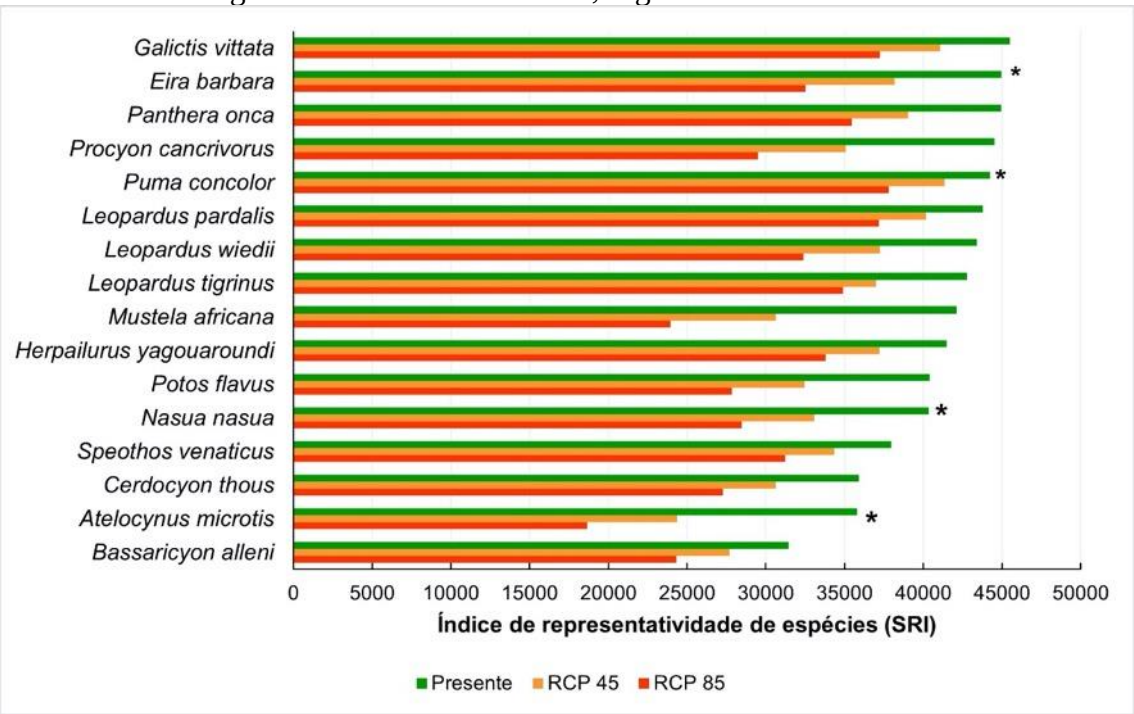


Figura 4. Perdas de representatividade das espécies alvos dentro das Áreas Protegidas. *Perdas de área significativas estatisticamente, segundo a ANOVA.



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

L433m Leão, Camila Ferreira.
As mudanças climáticas e os impactos sobre a ocorrência e conservação de carnívoros na Amazônia / Camila Ferreira Leão. — 2021.
43 f. : il. color.

Orientador(a): Profª. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima
Coorientador(a): Prof. Dr. Matheus S. Lima-ribeiro
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Belém, 2021.

1. Mudanças climáticas. 2. Biodiversidade - monitoramento. 3. Biodiversidade - conservação. 4. Animais carnívoros - Amazônia. I. Título.

CDD 363.7009811