



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MARCELO OKAMURA ARASAKI

**OCORRÊNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DE ANTAS
Tapirus terrestris (PERISSODACTYLA, TAPIRIDAE) EM
UMA PAISAGEM ALTAMENTE FRAGMENTADA NO NORTE
DO PARANÁ**

Londrina
2022

MARCELO OKAMURA ARASAKI

OCORRÊNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DE ANTAS
***Tapirus terrestris* (PERISSODACTYLA, TAPIRIDAE) EM**
UMA PAISAGEM ALTAMENTE FRAGMENTADA NO NORTE
DO PARANÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni

Co-Orientador: Dr. João Vitor Campos e Silva

Londrina
2022

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

Arasaki, Marcelo Okamura.

OCORRÊNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DE ANTAS *Tapirus terrestris* (PERISSODACTYLA, TAPIRIDAE) EM UMA PAISAGEM ALTAMENTE FRAGMENTADA NO NORTE DO PARANÁ / Marcelo Okamura Arasaki. - Londrina, 2022.
49 f. : il.

Orientador: Ana Paula Vidotto-Magnoni.

Coorientador: João Vitor Campos e Silva.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2022.

Inclui bibliografia.

1. *Tapirus terrestris* - Tese. 2. Mata Atlântica - Tese. 3. Floresta Estacional semidecidual - Tese. I. Vidotto-Magnoni, Ana Paula . II. Campos e Silva, João Vitor. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

MARCELO OKAMURA ARASAKI

OCORRÊNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DE ANTAS
***Tapirus terrestris* (PERISSODACTYLA, TAPIRIDAE) EM**
UMA PAISAGEM ALTAMENTE FRAGMENTADA NO NORTE
DO PARANÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientadora: Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Dr. Alan Deivid Pereira
Universidade Estadual do Paraná - UNESPAR

Dr. Mário Luis Orsi
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 6 de outubro de 2022.

AGRADECIMENTOS

"O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

"This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001"

ARASAKI, Marcelo Okamura. **Ocorrência e densidade populacional de antas *Tapirus terrestris* (Perissodactyla: Tapiridae) em uma paisagem altamente fragmentada do norte do Paraná.** 2022. 43 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022.

RESUMO

Os vertebrados de maior porte são um dos grupos mais suscetíveis à extinção, dos quais 60% estão sob algum grau de ameaça, em especial os mamíferos herbívoros terrestres. *Tapirus terrestris* é classificado como vulnerável à extinção, e em várias áreas da sua distribuição geográfica apresenta declínio populacional, principalmente na Mata Atlântica, onde sofre com a perda e fragmentação de habitat florestais. Uma população da espécie ocorre na região norte do Paraná onde o nível de fragmentação florestal é muito elevado. Com o objetivo de acessar informações sobre a conservação dos habitats florestais disponíveis para a espécie em 35 fragmentos, especialmente dos fatores determinantes para a sua ocorrência, entre variáveis da paisagem e dos habitats coletados entre 2015 e 2016, nós utilizamos modelos lineares generalizados (GLMs) usando estrutura de erros binomial e considerando todos os preditores em potencial. Para estimar a densidade desta população atual de *T. terrestris* na região de Londrina, foi realizado um monitoramento com o uso de armadilhas fotográficas e analisados os dados coletados através de modelos de captura e recaptura espaciais entre novembro de 2019 e março de 2020. Foi encontrado um efeito positivo entre o tamanho do fragmento e a ocorrência de antas e um efeito negativo entre o fragmento e a sua distância ao fragmento mais próximo. Os resultados sugerem que a anta tem maior probabilidade de ocorrência em fragmentos maiores que 100 hectares e em fragmentos com menor grau de isolamento. A estimativa de densidade resultou entre 0,09 – 0,17 indivíduos/km², menores que os encontrados em outras porções de Mata Atlântica contínua, revelando distúrbios associados ao processo de fragmentação de habitats sobre a população de Londrina. O maior valor de densidade foi registrado na área do Rio do Cerne (0,14 – 0,26 ind./km²) suportada pela grande quantidade de fragmentos florestais conectados ou vizinhos. O menor valor de densidade foi observado na área da Fazenda Colorado (0,04 – 0,08 ind./km²). Como políticas de conservação, para aumentar a proteção a essa espécie tão emblemática, são sugeridas que a região do Rio do Cerne deve ser considerada prioritária nas ações para a manutenção das populações de *T. terrestris* e que a Fazenda Colorado, onde há o cenário de alta pressão de caça e isolamento, deve receber ações de vigilância contra a caça ilegal.

Palavras-chave: Mata Atlântica; tamanho do fragmento; densidade populacional; isolamento; *Tapirus terrestris*.

ARASAKI, Marcelo Okamura. **Occurrence and populational density of lowland tapir *Tapirus terrestris* in a highly fragmented landscape of northern Paraná State.** 2022. 43 p. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022.

ABSTRACT

Larger vertebrates are one of the groups most susceptible to extinction, of which 60% are under some degree of threat, especially terrestrial herbivorous mammals. *Tapirus terrestris* is classified as vulnerable to extinction, and in several areas of its geographic distribution it presents population decline, mainly in the Atlantic Forest, where it suffers from the habitat loss and forest fragmentation. A population of the species occurs in the northern region of Paraná where the level of forest fragmentation is extensive. In order to access information on the conservation of forest habitat available for the species in 35 fragments, especially the determining factors for its occurrence, among landscape and habitat variables collected between 2015 and 2016, we used generalized linear models (GLMs) using binomial error structure and considering all potential predictors. To estimate the density of this current population of *T. terrestris* in the Londrina region, monitoring was carried out using camera traps and analyzed the data collected through spatial capture and recapture models between November 2019 and March 2020. A positive effect was found between the fragment size and the occurrence of lowland tapirs and a negative effect between the fragment and its distance to the nearest fragment. The results suggest that the lowland tapir is more likely to occur in fragments larger than 100 hectares and in fragments with a lower isolation level. The density estimate resulted between 0.09 – 0.17 individuals/km², lower than those found in other portions of continuous Atlantic Forest, revealing disturbances associated with the process of habitat fragmentation on the population of Londrina. The highest density value was recorded at Rio do Cerne area (0.14 – 0.26 ind./km²) supported by the large amount of connected or neighboring forest fragments. The lowest density value was observed at Fazenda Colorado area (0.04 – 0.08 ind./km²). As conservation policies, to increase the protection of this emblematic species, it is suggested that the Rio do Cerne region should be considered a priority in actions for the maintenance of *T. terrestris* populations and that the Fazenda Colorado, where there is a scenario of high hunting pressure and biogeographic isolation, should receive surveillance actions against illegal hunting.

Key words: Atlantic forest; fragment size; populacional density; isolation; *Tapirus terrestris*.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

UEL	Universidade Estadual de Londrina
PEMG	Parque Estadual Mata dos Godoy
UC	Unidades de Conservação
GLM	Modelos Lineares Generalizados
ESA	Área de Amostragem Efetiva
MMDM	Média Máxima de Distância Percorrida

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO	8
2	INTRODUÇÃO	9
3	MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1	ÁREA DO ESTUDO	13
3.2	INSTALAÇÃO DAS ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS E DESENHO AMOSTRAL.....	16
3.3	IDENTIFICAÇÃO DOS INDIVÍDUOS	17
3.4	ANÁLISE DE DADOS	19
4	RESULTADOS	21
4.1	PROPORÇÃO DE REGISTROS	21
4.2	MODELOS DE OCORRÊNCIA.....	21
4.3	ESTIMATIVA DE DENSIDADE.....	23
5	DISCUSSÃO	26
5.1	VARIÁVEIS QUE PREDIZEM A OCORRÊNCIA DE <i>T. TERRESTRIS</i>	26
5.2	DENSIDADES ESTIMADAS VIA AMOSTRAGEM POR ARMADILHAS FOTOGRAFICAS.....	28
5.3	DENSIDADES COMPARADAS ENTRE AS ÁREAS AMOSTRADAS NESTE ESTUDO	28
5.4	DENSIDADES DA ESPÉCIE COMPARADAS EM ÁREAS DE MATA ATLÂNTICA	29
6	CONCLUSÃO	30
	REFERÊNCIAS	32
	ANEXOS	48

1 APRESENTAÇÃO

Prezado leitor, o texto a seguir trata-se da dissertação de mestrado do discente Marcelo O. Arasaki como forma de avaliação parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas. O texto se deu pelo desenvolvimento de capítulo único tendo como título "Ocorrência e densidade populacional de antas *Tapirus terrestris* (Perissodactyla: Tapiridae) em uma paisagem altamente fragmentada do norte do Paraná" construído no formato de artigo científico. O artigo segue o formato da revista científica Biological Conservation (Anexos).

2 INTRODUÇÃO

Tapirus terrestris (Linnaeus, 1758), vertebrado de grande porte (150 – 300 kg) popularmente conhecido como anta, é uma espécie remanescente da megafauna do Pleistoceno (Eisenberg & Redford, 1997; Emmons & Feer, 1999; Médici, 2011) e também considerado o maior mamífero terrestre da América do Sul, que ocorre em uma ampla variedade de ecossistemas, desde florestas tropicais à sub-tropicais (García et al., 2012). Nestes ambientes, a espécie assume papel fundamental na manutenção da diversidade de plantas devido a predação de sementes e plântulas (Villar & Médici, 2021) e na dispersão de sementes já estimada em aproximadamente 300 espécies de plantas (Fragoso & Huffman, 2000; Barcelos et al. 2013).

A área de vida de *T. terrestris* varia entre 220 à 470 hectares, calculada na Amazônia Peruana (Tobler, 2008) e com capacidade de movimentação em linha reta por mais de 20 km (Fragoso et al. 2003). Apesar de reconhecida como dispersora de sementes em florestas primárias, frequentemente usam florestas secundárias (Paolucci et al., 2019) e se movimentam pela matriz em áreas abertas e de produção agrícola (Bueno et al. 2013).

Na atual era, o *Antropoceno* (Lewis & Maslin, 2015), período onde a espécie humana e suas atividades transformam os sistemas naturais e alteram a dinâmica das populações selvagens (Galetti & Dirzo, 2013), diversas espécies, entre elas *T. terrestris* são afetadas pela defaunação (Young et al., 2016, Bogoni et al., 2018). Este fenômeno constitui o sexto evento de extinção em massa observado no planeta (Dirzo et al., 2014; Ceballos et al., 2015), e é considerado uma ameaça ambiental de importância global (Dirzo, 2001).

A persistência e o desaparecimento dos vertebrados têm ligação à sua

suscetibilidade as atividades humanas (Dirzo & Miranda, 1991; Ceballos et al., 2020; Bogoni et al., 2022) e aos traços biológicos específicos (Peres, 2001; Galetti et al., 2009). A perda de habitat natural e a pressão de caça são classificadas como principais ações antropogênicas que levam a perda de biodiversidade (IUCN, 2021).

Os vertebrados, de médio e grande porte, são vulneráveis à extinção devido ao seu tamanho corpóreo, fecundidade, tamanho da área de vida, padrão de atividade e dieta, e densidade populacional (Young et al., 2016). Grande parte das espécies de mamíferos herbívoros terrestres atuais apresentam declínios populacionais (Ripple et al., 2015) e contração da amplitude de suas distribuições geográficas (Malhi et al., 2016).

Para o bioma Mata Atlântica que se distribui entre o Brasil, a Argentina e o Paraguai são atribuídas 48 populações de *T. terrestris* (Flesher & Médici, 2022). Esse bioma é considerado um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers et al., 2000; Laurance, 2009), que conta atualmente com 28% de cobertura florestal nativa (Rezende et al., 2018) onde são encontradas cerca de 60% da fauna e flora brasileira ameaçada de extinção (Mittermeier et al., 2011). Os remanescentes de vegetação nativa são ilhas imersas em uma matriz de áreas degradadas, agricultura, pastagens e áreas urbanizadas (Joly et al., 2014), herança do crescimento econômico gerado pela urbanização e expansão da agricultura que fragmentaram os ecossistemas deste bioma (Laurance, 2009).

No Estado do Paraná, a fitofisionomia da Mata Atlântica conhecida como floresta estacional semidecidual se estendia por mais de 37% do estado encontra-se bastante ameaçado e atualmente conta com apenas 3,4% de áreas naturais (Rezende et al., 2018). Na porção baixa da bacia do rio Tibagi, região norte do estado, a matriz de agricultura impôs um cenário com pequenos fragmentos

florestais isolados na paisagem (Torezan, 2006). Neste contexto, vive hoje, uma população de *Tapirus terrestris* distribuída em um território que abrange a região metropolitana de Londrina.

Pouco se sabe sobre os fatores ecológicos envolvidos na ocorrência da espécie em ambientes altamente fragmentados (Centoducatte et al. 2011). A utilização de modelos preditivos pode prover informações sobre estes fatores, já que apontam as variáveis que melhor respondem para a ocorrência de uma determinada espécie (Nicholls, 1989; Guisan & Harrell, 2000). Também são escassos os dados populacionais que avaliem a persistência de *T. terrestris* em paisagens completamente transformadas (Flesher & Medici, 2022). Assim como modelos de ocorrência são importantes, as estimativas populacionais são consideradas fundamentais para a biologia da conservação pois proporcionam informações acerca do estado de conservação das espécies e podem determinar a necessidade de manejo e monitoramento (Yoccoz et al. 2001; O'Brien, 2011). A utilização de armadilhas fotográficas nas estimativas de abundância e densidade impulsionaram os estudos das populações de animais na natureza a princípio com espécies com características distintas (Karanth & Nichols, 1998) e mais recentemente com animais sem distinção individual como *T. terrestris* (Noss et al. 2003; Gonzalez-Maya et al. 2008).

Das ameaças atuais, a fragmentação de habitat, a proximidade das áreas urbanas e das rodovias são as principais determinantes que torna incerta, em longo prazo, a viabilidade populacional de *T. terrestris* na região de Londrina (Arasaki et al., 2014).

Desta forma, o objetivo do presente estudo foi verificar as variáveis dos habitat florestais remanescentes e da paisagem que estão relacionadas à ocorrência

de *Tapirus terrestris*, estimar a densidade da população regional e traçar estratégias para a conservação da espécie no contexto de fragmentação da Mata Atlântica, na fitofisionomia da Floresta Estacional Semidecidual.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DO ESTUDO

O mapeamento da ocorrência e distribuição de *T. terrestris* foi elaborado, com dados de presença constatada por meio de visualização direta, indivíduos atropelados, rastros e vestígios (pegadas e fezes) e publicações sobre a espécie na região até 2019 (Rocha, 2001; Lazo, 2004, Rocha & Sekiama, 2006; Projeto Caminho das Antas 2014-2016 e Projeto Godoy +1000 2017-2019, executados pela ONG Meio Ambiente Equilibrado com Apoio da Fundação O Boticário).

Assim, foi estabelecido um polígono geral com 45.000 km² que compreendem a bacia hidrográfica do Ribeirão Três Bocas, do Ribeirão dos Apertados e do Rio Taquara, somadas a Área Prioritária para a Conservação da Mata Atlântica e a Zona de Amortecimento do Parque Estadual Mata dos Godoy (Figura 1). A área do estudo inserida neste polígono possui 68,5 km², formada pela soma da área de todos os fragmentos que receberam avaliação ecológica ou que foram pontos com armadilhas fotográficas.

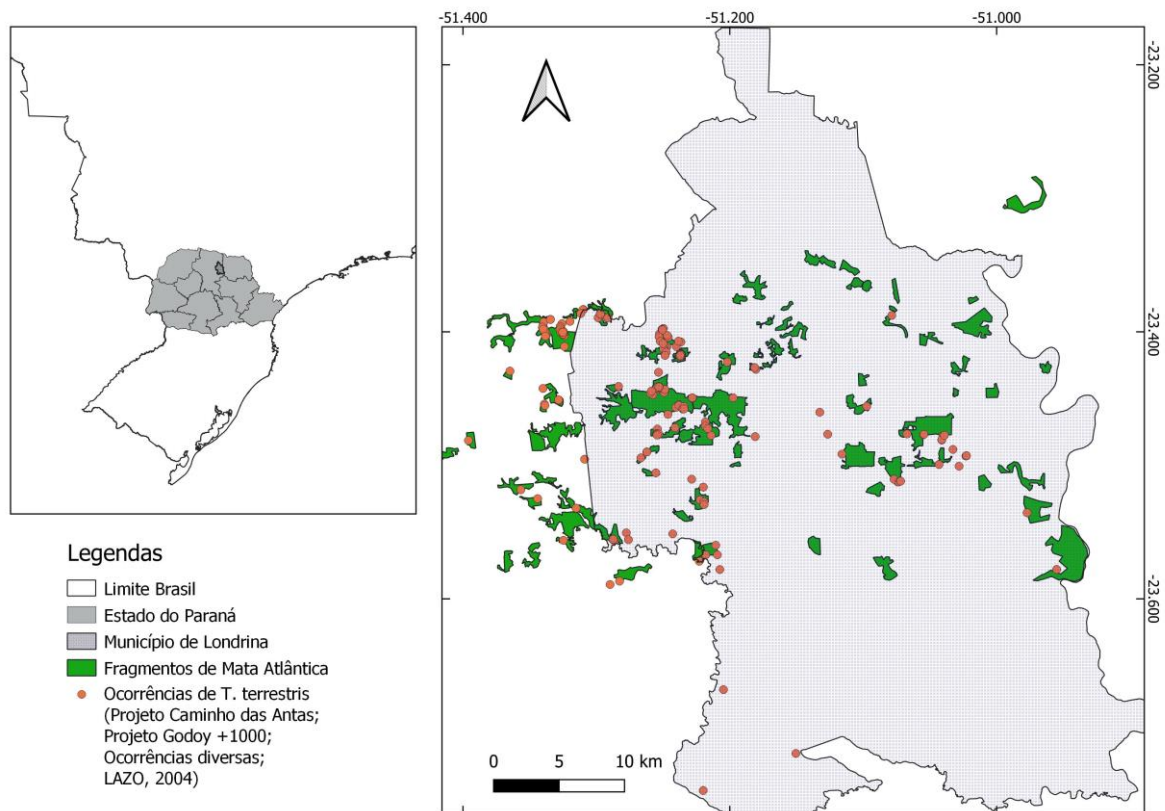


Figura 1. Localização dos fragmentos florestais na região do estudo e ocorrência de *T. terrestris* na região do município de Londrina, Paraná.

Essa região apresenta uma das paisagens bastante fragmentadas do bioma Mata Atlântica devido à expansão da agricultura no século passado e ao crescimento urbano desde então (Torezan, 2001). A fitofisionomia original e predominante na região é a da Floresta Estacional Semidecidual e pequenas manchas de Floresta Ombrófila Mista ao sul.

Londrina possui um total de 33.291 hectares de florestas em diferentes graus de conservação, incluindo unidades de conservação e outras áreas verdes. Este valor representa pouco mais de 20% da área do município (MapBiomas, 2022).

A matriz é composta predominantemente por agricultura de cultivo temporário em larga escala, onde os fragmentos de floresta estão imersos e em grande parte isolados (Foto 1). O cultivo de milho, soja e trigo dominam 71% da paisagem regional (PAM, 2021).



Foto 2. Paisagem dos fragmentos florestais na região do município de Londrina, Paraná.

3.1 Coleta de dados de habitat e variáveis da paisagem

Foram escolhidos 35 fragmentos florestais (80% da área florestal do estudo) para a coleta de informações “in loco”, de maio de 2016 a julho de 2017, sobre a qualidade dos habitat florestais, desde características edáficas à presença de espécies arbóreas das quais os frutos e sementes fazem parte da dieta de *T. terrestris* (Barcelos et al. 2013) (Figura 2). A partir destes pontos avaliados traçou-se as métricas da paisagem, a exemplo da distância em relação as áreas urbanas, dos fragmentos mais próximos e das rodovias da região. Os dados foram analisados em modelos lineares generalizados (GLMs) para examinar a relação da ocorrência de *T. terrestris* sobre as variáveis dos habitat de floresta e das variáveis da paisagem.

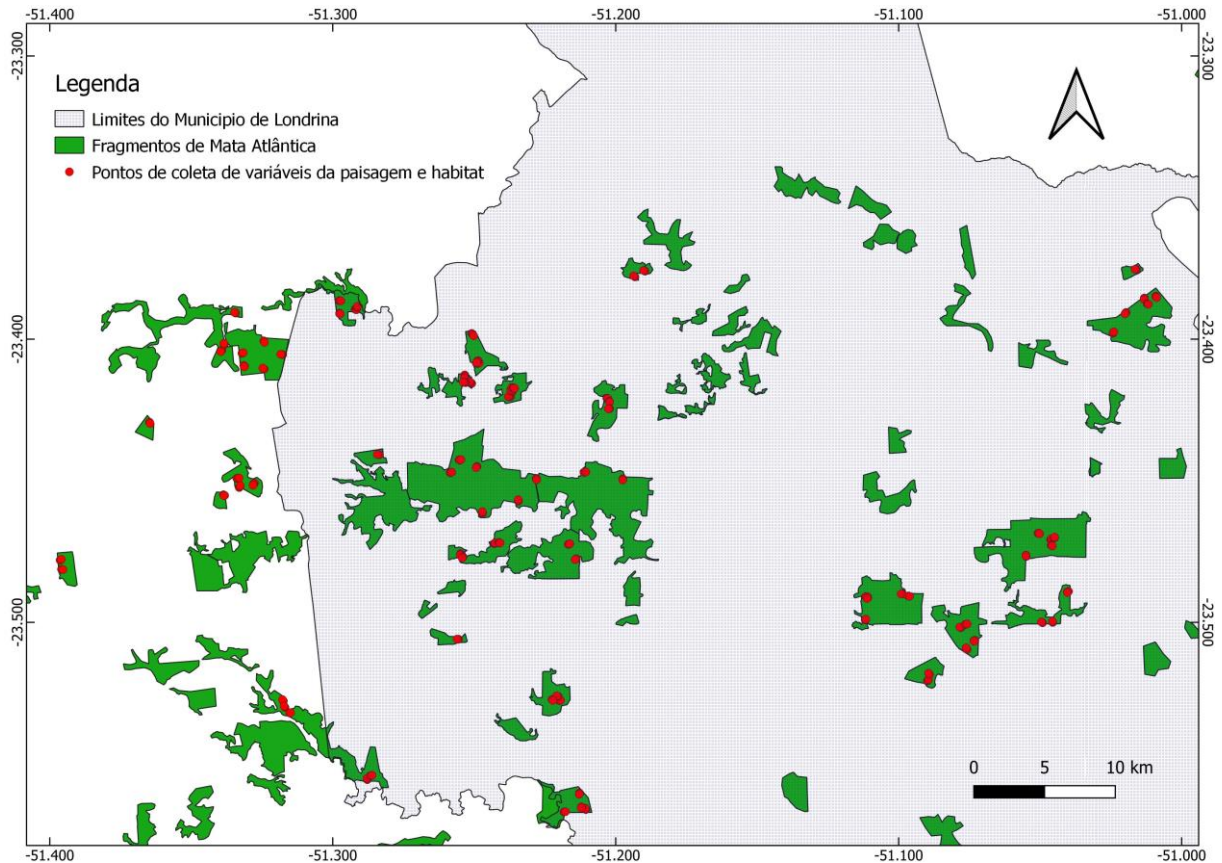


Figura 3. Pontos de amostragem das variáveis ambientais e variáveis da paisagem dos fragmentos em que houve registro de *T. terrestris*.

3.2 Instalação das armadilhas fotográficas e desenho amostral

Foram utilizadas 36 armadilhas fotográficas (19 Buschnell HD Hybrid e 17 Buschnell HD Trophy) divididas em conjuntos de nove câmeras para quatro áreas delimitadas: Fazenda Bulle, Parque Estadual Mata dos Godoy, Rio do Cerne e Fazenda Colorado, cada uma com aproximadamente um quarto (25 %) da área total do estudo. Devido à falta de ambientes florestais contínuos foi estabelecido o mínimo de um quilômetro entre os locais de instalação das câmeras, com ênfase nas áreas que previamente havia conhecimento da ocorrência da espécie. As câmeras foram configuradas para obtenção de vídeos de 15 segundos, gravados em *Full HD* (1080p) e *delay time* de 10 segundos entre vídeos.

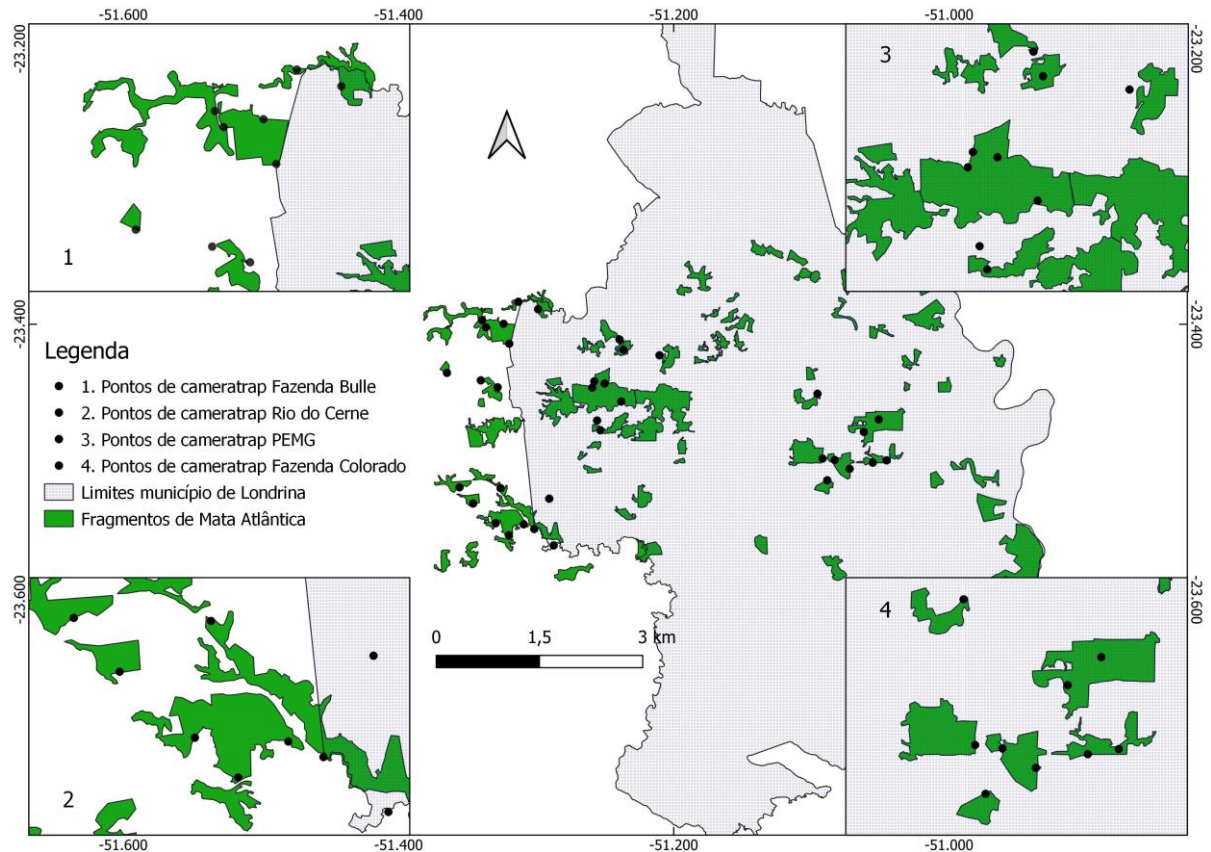


Figura 4. Localização das armadilhas fotográficas por área estabelecida para o cálculo de abundância de *T. terrestris* no município de Londrina, Paraná, Brasil.

O tempo de amostragem foi de 90 dias consecutivos, entre novembro de 2019 e março de 2020, para evitar a sobreposição entre os eventos reprodutivos da espécie (Médici *et al.*, 2012), e ainda desta forma evitar processos da dinâmica de populações (nascimento e morte) e eventos de migração e emigração (Royle & Young, 2008; Gould & Kendall, 2013; Sun *et al.*, 2014).

3.3 Identificação dos indivíduos

Os vídeos foram triados para identificação de padrões individuais. Cada vídeo foi analisado e os registros foram anotados e desenhados em prancheta onde recebem número distinto e possível pareamento de características de indivíduos já avaliados. Cada região teve sua abundância aferida sendo facilitada as

convergências entre identificações individuais.

Uma série de características serviram para distinguir os indivíduos registrados, tais como as cicatrizes, manchas e listras brancas no estômago ou nas pernas, as manchas pretas no rosto ou nas laterais, as manchas brancas na base e na franja das orelhas, as orelhas rasgadas ou ausentes, as manchas ou cores nas unhas dos pés, o comprimento da cauda e marcas brancas na cauda (Holden et al., 2003; Montenegro, 1999). Ainda, a cor da pelagem e a estrutura do corpo também distinguiram alguns indivíduos, bem como o sexo em geral, pôde ser determinado.



Foto 2. Captura de imagens dos vídeos triados evidenciando um indivíduo de *T. terrestris* reconhecido por ferimento e cicatriz.

Marcações temporárias como marcas de lama ou arranhões rasos que podem desaparecer durante o período da pesquisa não foram utilizados como marcadores. Diferenças nas características resultantes de diferenças no ângulo da câmera, posição do corpo e condições de iluminação também foram consideradas. Não foi considerado que um registro representava um novo indivíduo a menos que pudéssemos distingui-lo definitivamente, de acordo com uma ou mais das

características assumidas, de todos os outros indivíduos previamente identificados.

3.4 Análise de dados

Para investigar como a ocorrência das antas é afetada pelas variáveis ambientais e de paisagem dos fragmentos florestais, modelos lineares generalizados (GLMs) foram calculados utilizando estrutura de erros binomial e considerando todos os preditores em potencial. Como variável resposta, a ocorrência (variável categórica de presença/ausência) da anta em cada fragmento florestal foi considerada. Como variáveis explicativas (variáveis numéricas), foi utilizado a área do fragmento, distância das comunidades rurais, distância aos centros urbanos, distância das estradas, integridade ecológica do fragmento e distância ao fragmento florestal mais próximo (Tabela 2).

Os modelos mais parcimoniosos na análise com dados de incidência da espécie foram selecionados por meio do critério de informação de Akaike (AICc) mais baixo, corrigido para amostras pequenas. O Δ AICc foi calculado como a diferença entre cada AICc de cada modelo selecionado e o AICc mais baixo, com o Δ AICc < 2 interpretado como modelos mais adequados (Burnham e Anderson, 2004). Depois da seleção de modelos, a média de modelos foi calculada, que considera a média beta das regressões de todas as variáveis incluídas nos modelos mais parcimoniosos. Como as variáveis foram z-padronizadas, o tamanho do efeito de todas as variáveis em coeficiente de regressão foi comparada. Todos os pressupostos foram examinados antes das análises, incluindo homogeneidade da variância e normalidade dos resíduos, sobredispersão (*Overdispersion*) e inflação de zeros (*Zero-inflation*) (Zuur, et al. 2010).

Para demonstrar como a obtenção de registros de *T. terrestris* é

heterogêneo entre as áreas delimitadas foram calculadas as taxas fotográficas para cada sítio de amostragem. A taxa fotográfica foi definida como o número de câmeras/dia (24h) pelo total de registros de *T. terrestris* (Carbone et al. 2001).

Para a estimativa de densidade foram utilizados os modelos M_0 de captura e recaptura (*Capture-Recapture*) e M_h de captura e recaptura espaciais (*Spatial Capture-Recapture*) para a análise dos dados obtidos pelas armadilhas fotográficas aferindo a abundância total de *T. terrestris* nas quatro regiões (Royle & Gardner, 2011).

Com base no número de “capturas” e “recapturas” durante cada levantamento intensivo, foi possível estimar a abundância populacional usando os modelos populacionais fechados (*closed population*) do programa CAPTURE (Rexstad & Burnham, 1991; White et al., 1978). Para estimar as densidades para cada local de estudo, foi dividida a abundância calculada acima pela área amostral efetiva. A área amostral efetiva incluiu um *buffer* circular ao redor de cada local de armadilha fotográfica, cujo raio era metade da distância máxima média entre múltiplas capturas de antas individuais durante o período de levantamento (Wilson & Anderson, 1985).

Em complemento a análise de abundância, foi calculada a área de amostragem efetiva (*Effective Sampling Area*) da disposição de armadilhas fotográficas para cada conjunto, sendo o raio ao redor do local de instalação de cada armadilha derivado da metade da média máxima de distância percorrida (*Mean Maximum Distance Moved*) por um ou mais indivíduos identificados (Otis et al., 1978; Van Horne, 1982; Wilson & Anderson, 1983).

O modelo de captura-recaptura (M_0) utiliza um *buffer* de raio total da média máxima de distância percorrida (MMDM) por um indivíduo de *T. terrestris* para

o cálculo da área de amostragem efetiva (ESA) enquanto o modelo de captura-recaptura espacial (M_h) utiliza metade de MMDM para o *buffer*.

Com a obtenção dos dados de abundância para cada conjunto de câmeras e das medidas espaciais contabilizadas foram estimadas as densidades (indivíduos por km²) para cada área com conjunto de câmeras.

4 RESULTADOS

4.1 Proporção de registros

Foram obtidos um total de 376 registros de vídeos com *T. terrestris*. Tanto o número de registros da espécie quanto as taxas fotográficas variaram entre as áreas mesmo com o esforço amostral semelhante (Tabela 1).

Tabela. 1: Esforço amostral do trabalho, número de fotos registradas de *Tapirus terrestris* e a taxa fotográfica, segundo Carbone et al. (2001).

Área Amostrada	Câmeras/Dia	Registro da Espécie	Taxa fotográfica da Espécie (Nº de dias/foto de <i>T. terrestris</i>)
Fazenda Bulle	828*	75	11,04%
Parque Estadual Mata dos Godoy		50	16,56%
Fazenda Colorado		59	14,03%
Rio do Cerne		192	4,31%

4.2 Modelos de ocorrência

Foi encontrado um efeito positivo entre a área dos fragmentos florestais e a ocorrência de *T. terrestris* na região do estudo (Figura 4). Também foi observado um efeito negativo entre a distância dos fragmentos florestais aos fragmentos mais

próximos em razão da ocorrência de *T. terrestris*.

Aparentemente, a distância entre os fragmentos e as áreas urbanas, e também a distância entre os fragmentos e as rodovias da região (*proxys* referentes à caça) não demonstraram efeito sobre a ocorrência da espécie.

Tabela 2. Modelos parcimoniosos de GLM testados para correlacionar as variáveis ambientais e de paisagem dos fragmentos florestais na ocorrência de antas *T. terrestris* na região de Londrina, Paraná.

Modelos	Variáveis	df	logLik	AICc	Delta	weight
Modelo 1	Área + Distância para os distritos + Distância das estradas + Distância do fragmento mais próximo	5	-9.132	30.3	0	0.184
Modelo 2	Área + Distância das estradas + Distância do fragmento mais próximo	4	-10.663	30.7	0.33	0.156
Modelo 3	Distância da área urbana + Distância das estradas + Distância do fragmento mais próximo	5	-9.373	30.8	0.48	0.144

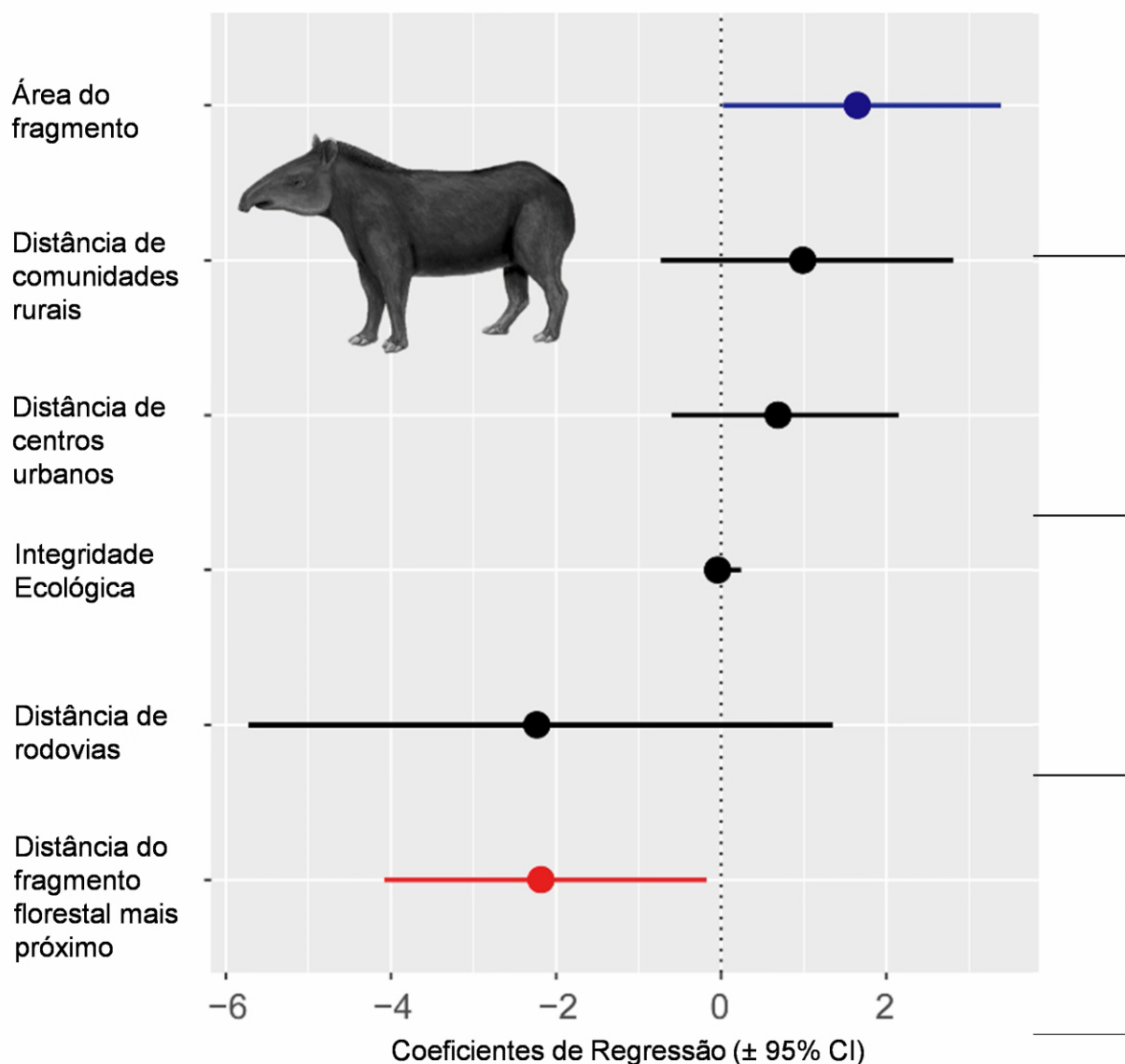


Figura 5. Estimativas dos coeficientes de regressão (\pm 95% intervalo de confiança) dos modelos lineares generalizados (GLMs), mostrando a magnitude e direção dos efeitos de diferentes variáveis na ocorrência das antas. Para as variáveis significativas, os intervalos de confiança não cruzam a linha pontilhada do zero. Símbolos azuis e vermelhos representam efeitos positivos e negativos, respectivamente; símbolos pretos representam ausência de efeito.

4.3 Estimativa de densidade

Através do modelo de captura-recaptura (M_0) e de captura-recaptura espacial (M_h) foi estimada uma densidade média da espécie para a região de Londrina de 0,09 – 0,17 indivíduos/km² respectivamente.

O cálculo da área de amostragem efetiva (ESA) para cada área amostral foi desenvolvido com raio de 1500m (MMDM) e 750 ($\frac{1}{2}$ MMDM). Essa medida foi

estabelecida em amostragem prévia onde foi identificado um indivíduo em dois pontos de camera-trap distante 1,5 km. Apesar da instalação das câmeras obedecer o mínimo de 1km entre os pontos de amostragem, as circunferências desenhadas se sobrepuseram em vários momentos não sendo computadas duas vezes quando sobrepostas (Tabela 3).

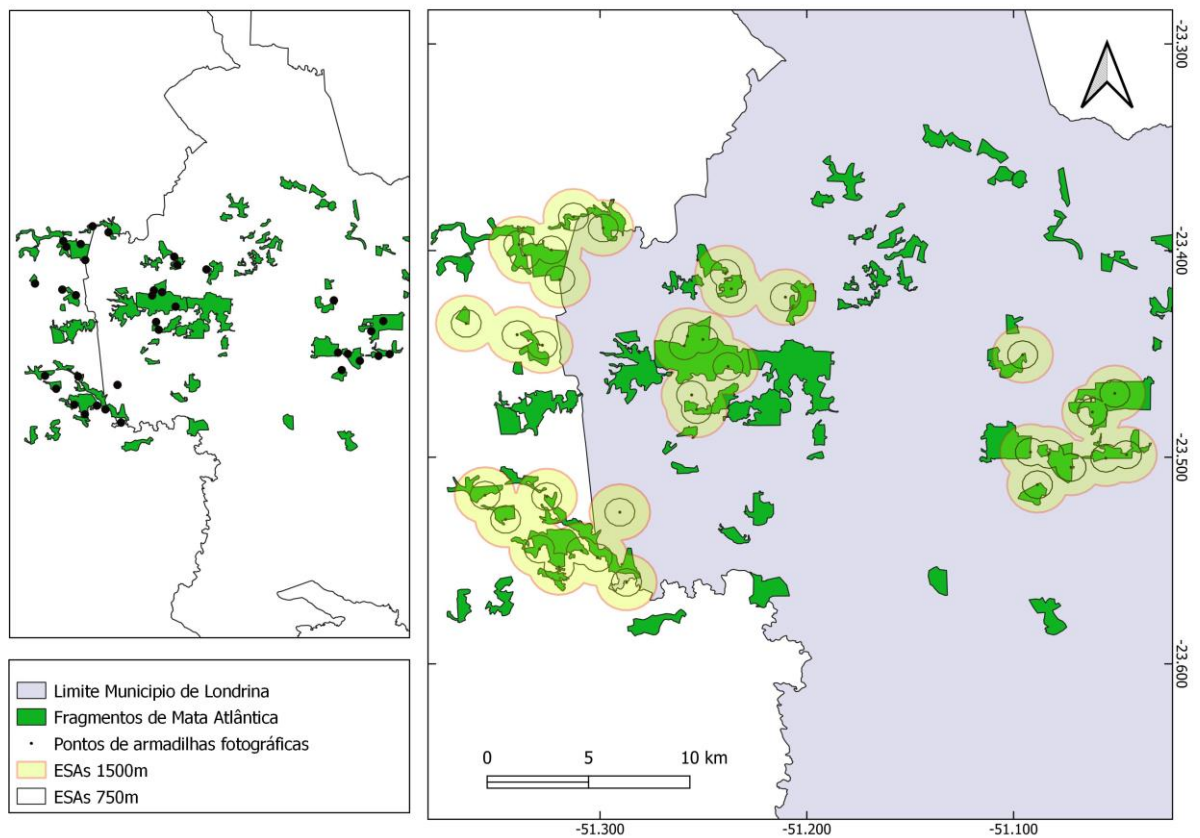


Figura 5. Composição das áreas de amostragem efetivas (ESAs) para as quatro áreas delimitadas.

Tabela 3: Áreas de amostragem efetiva de *T. terrestris* dos conjuntos de armadilhas fotográficas calculadas com M_h (MMDM 750m) e M_o (MMDM 1500m).

Área	ESA (750m) $\frac{1}{2}$ MMDM	ESA (1500m) MMDM
Fazenda Bulle	27,552 km ²	53,016 km ²
Parque Estadual Mata dos Godoy	23,616 km ²	42,384 km ²
Fazenda Colorado	25,2 km ²	47,808 km ²
Rio do Cerne	26,76 km ²	51,72 km ²

As abundâncias estimadas foram de dois indivíduos na Fazenda Colorado, quatro indivíduos na Fazenda Bulle, cinco indivíduos no Parque Estadual Mata dos Godoy e sete indivíduos no Rio do Cerne, respectivamente (Tabela 3). As estimativas de densidade foram diferentes para as 4 áreas, com média de $0,18 \pm 0,09$ indivíduos km² (IC 0,04–0,26 km²), e as diferenças entre a maior e menor estimativa foram os intervalos de confiança (Tabela 4).

Tabela 4: Abundância estimada de *T. terrestris* em cada área amostral, densidade calculada a partir de $\frac{1}{2}$ do MMDM (M_h) e densidade calculada a partir do MMDM total (M_o).

Área	Indivíduos (Abundância)	Densidade ind./km ² (M_h)	Densidade ind./km ² (M_o)
Fazenda Bulle	4	0,15±0,07	0,06±0,02
Parque Estadual Mata dos Godoy	5	0,21±0,09	0,12±0,03
Fazenda Colorado	2	0,08±0,02	0,04±0,01
Rio do Cerne	7	0,26±0,11	0,14±0,6

5 DISCUSSÃO

5.1 Variáveis que predizem a ocorrência de *T. terrestris*

Nossa pesquisa representa o primeiro estudo a testar modelos de ocorrência de *T. terrestris* em áreas de Mata Atlântica com diversos níveis de

fragmentação. Apenas a área do fragmento e a distância do fragmento mais próximo apresentaram uma relação significativa com a ocorrência da espécie.

Assim, após examinar a interação entre a ocorrência da espécie e o tamanho dos fragmentos florestais estudados, o modelo evidenciou que em maiores áreas de floresta é bastante provável a ocorrência de *T. terrestris*. Em caráter regional, *T. terrestris* têm grande tendência em ocorrer nos fragmentos florestais maiores que 100 hectares. A relação espécie-área positiva ocorre na maioria das paisagens fragmentadas, significando que maiores manchas (ilhas) de habitat sustentam maiores populações de um conjunto maior de espécies (Fahrig, 2003). Porém, essa relação exclusivamente não suporta a ocorrência da espécie apenas pela presença de grandes fragmentos de floresta ou que a matriz tenha um caráter inóspito ao deslocamento dos indivíduos.

O isolamento das populações de *T. terrestris* ao longo da sua distribuição geográfica não está relacionado apenas à fragmentação florestal e à modificação nas matrizes (Flesher & Médici, 2022), mas possivelmente às outras atividades antrópicas como a caça (Jerozolimski & Peres, 2003; Bogoni et al., 2022), o consumo de determinados itens da espécie na medicina tradicional cultural (Dos Santos et al. 2022) e os atropelamentos em rodovias (Abra et al., 2020).

Mesmo as atividades humanas exercendo um papel significativo na ocorrência de *T. terrestris* nas mais variadas paisagens, o estabelecimento de relações com a caça, o consumo e os acidentes fatais nas rodovias são dificultadas pois necessitam de uma abrangência ampliada. Os trabalhos que envolvem a caça e o consumo da espécie são quase exclusivamente da região amazônica (Dos Santos et al. 2022). Ainda, os estudos dos atropelamentos de *T. terrestris* são possíveis em regiões onde o padrão de acidentes é relativamente grande (Abra et al. 2020).

Entre a ocorrência da espécie e a distância do fragmento florestal ao fragmento mais próximo houve uma relação negativa, que sugere a preferência de *T. terrestris* por conjuntos de fragmentos de floresta mais próximos neste cenário da Mata Atlântica. A espécie possui atributos que conferem grande capacidade de adaptação aos distúrbios de habitat e expressa sua persistência com ampla utilização de florestas secundárias e matrizes alteradas (García et al., 2012; Begotti et al., 2018). Além disso, *T. terrestris* assume um papel fundamental de dispersor em florestas tropicais perturbadas (Paolucci et al., 2019).

Na região, portanto, os maiores fragmentos de floresta podem ser considerados fontes de diversidade biológica, abrigando também as populações de *T. terrestris*. Estes fragmentos podem ser considerados relevantes para a proteção de habitat florestal e importantes para a manutenção dessa população. Os conjuntos de fragmentos nesta paisagem também podem ser apontados como prioritários para a conservação de *T. terrestris*, já que atuam como trampolins de biodiversidade (*stepping stones*), onde a espécie promove seu deslocamento e visita áreas com variados níveis de perturbação. A matriz composta em grande parte por cultivos temporários não confere barreira para a espécie, que ao contrário apresenta alta capacidade de deslocamento entre os fragmentos e por vezes consome os itens cultivados como o milho (Observação pessoal).

5.2 Densidades estimadas via amostragem por armadilhas fotográficas

O primeiro levantamento de densidade populacional de antas na região foi realizado no PEMG e utilizou como metodologia a observação direta (Rocha, 2001). Assim, nosso estudo é o primeiro a utilizar um esforço de armadilhas fotográficas

para a estimativa de densidade de *T. terrestris* na região. A estimativa de densidade calculada foi confiável mesmo nesta paisagem com variados níveis de fragmentação, sugerindo que as armadilhas fotográficas são ferramentas adequadas à este objetivo e que maximizam o tempo, esforço físico e financeiro (Burton et al. 2015). Desta maneira, os resultados sugerem a possibilidade de repetição deste método e modelo para a estimativas de densidade de *T. terrestris* em qualquer ponto da distribuição e ocorrência da espécie.

Os valores estimados no nosso estudo (0,09–0,17 ind./km²) estão dentro do enquadramento de densidades já conhecido para *T. terrestris* de 0,1–0,6 ind./km² em toda a sua distribuição geográfica, nos quais não apontam nenhum padrão para as densidades da espécie nos diferentes biomas (Tobler et al., 2013). Isso indica que as antas podem se adaptar a diferentes tipos de vegetação e recursos alimentares e manter um padrão de densidade populacional em florestas tropicais secas e úmidas.

No entanto, os valores das estimativas de densidade apresentados por Rocha (2001) utilizando número de observações de *T. terrestris* por área no PEMG foram de 2,2 – 2,5 ind./km², provavelmente superestimados uma vez que não levam em consideração variáveis espaciais.

5.3 Densidades comparadas entre as áreas amostradas neste estudo

O desenho amostral deste estudo permitiu a comparação entre as densidades de *T. terrestris* apresentadas em áreas independentes em uma mesma paisagem. Mesmo reconhecendo as dificuldades de manutenção da independência entre os registros de indivíduos é notável a diferença da estimativa de densidade entre as quatro áreas amostradas.

O maior valor de densidade foi encontrado na área do Rio do Cerne, que

concentra ainda uma grande quantidade de fragmentos florestais conectados ou vizinhos e relativamente distantes de áreas urbanas e da malha rodoviária. Portanto, essa região pode ser considerada prioritária para a implementação de unidades de conservação que garantam a manutenção destas populações.

A Fazenda Colorado foi a localidade com menor densidade encontrada. A paisagem apresenta alguns fragmentos de floresta grandes, com alta pressão de caça e isolados das demais áreas por uma rodovia duplicada. Neste contexto, a probabilidade de extinção local é muito elevada.

5.4 Densidades da espécie comparadas em áreas de Mata Atlântica

A estimativa de densidade de *T. terrestris* em um estudo com armadilhas fotográficas no Parque Nacional do Iguazú na Mata Atlântica de Misiones, Argentina, foi de 0,18 ind./km² - 0,32 ind./km² (Cruz, 2012) gerada por buffer de MMDM total e ½ MMDM. Os resultados ligeiramente menores na região de Londrina podem estar relacionados às questões metodológicas e aos níveis de fragmentação dos ecossistemas e a composição da matriz. A região de Misiones, que abriga reservas de Mata Atlântica contínua, permitem amostragens padronizadas além da matriz ser composta por florestas, ao contrário da região de Londrina onde os remanescentes de floresta isolados estão imersos em matriz agrícola.

As densidades estimadas no Parque Provincial de Uruguai-í, uma área com média pressão de caça, foram 0,05 ind./km² - 0,08 ind./km² (Cruz, 2012), valores menores que as estimativas para a região de Londrina. Sendo a ocorrência de *T. terrestris* e a caça negativamente correlacionadas, valores menores de densidade populacional podem indicar níveis elevados de pressão de caça (Bodmer et al., 1994; Peres, 2000). Em Uruguai-í portanto, o nível de pressão de caça parece influenciar de maneira significativa nas estimativas de densidade do que apontaram

os *proxys* de caça usados como variáveis (distância aos centros urbanos e distância das rodovias) no nosso estudo.

Apesar da dificuldade entre comparações de densidade populacional de *T. terrestris* estimadas por diferentes métodos e em diferentes paisagens, na Mata Atlântica são observadas densidades menores em paisagens fragmentadas (Ferregueti et al., 2017). Da mesma maneira, a alta pressão de caça pode ser relacionada a menores taxas de detecção e ocupação (Laundre et al., 2010) e consequentemente em baixos valores de densidade da espécie no bioma (Cullen et al., 2000; Cullen et al. 2001).

6 CONCLUSÃO

Este estudo conclui a necessidade de conservação e proteção dos fragmentos florestais grandes (>100ha) na região de Londrina para a manutenção de populações viáveis de *T. terrestris* à longo prazo. Também aponta a necessidade de conectar fragmentos florestais e outros remanescentes naturais de maneira à garantir o fluxo gênico frente ao isolamento causado por rodovias e áreas urbanas desta paisagem.

A região do Rio do Cerne que apresentou a maior densidade de *T. terrestris* e que, ainda, possui o conjunto de características determinantes para a ocorrência da espécie foi indicada para o estabelecimento de novas Ucs afim de proteger e manter as características atuais da paisagem.

A região da Fazenda Colorado, que apresentou a menor densidade de *T. terrestris* e com o cenário desfavorável à manutenção da população viável em longo prazo, é apontada para o recebimento de ações socio-ambientais educativas, vigilância contra a caça ilegal e implantação de corredores e passagens de fauna que permitam a imigração das áreas de maior densidade para a região.

Para a região do PEMG e da Fazenda Bulle, onde foram encontradas as densidades de *T. terrestris* intermediárias neste trabalho, é possível concentrar esforços em promoção da biodiversidade e proteção de reservas legais florestais, respectivamente.

Com este trabalho foi possível estabelecer um padrão, até então pouco alcançado, que fornece informações relevantes da ocorrência e densidade de *T. terrestris* no contexto atual desta região de Mata Atlântica em relação à outras localidades, importantes para programas de conservação da espécie.

Declaração de créditos por contribuição e autoria

Agradecimentos

Agradecemos à ONG Meio Ambiente Equilibrado pelo suporte técnico e estrutural para este trabalho, ao Laboratório de Ecologia e Comportamento Animal (LECA) pelo suporte técnico-científico, à Fundação Boticário de Proteção da Natureza (FBPN) pelo financiamento dos projetos Caminho das Antas e Godoy +1000, ao Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) pelo apoio técnico e sessão de 19 armadilhas fotográficas através do PELD-MANP e à CAPES pela concessão da bolsa (Código de Financiamento 001).

Declaração de conflito de interesse

Não há conflitos de interesse.

REFERÊNCIAS

Abra, F.D., Canena, A.C., Garbino, G.S.T., & Médici, E.P. 2020. Use of unfenced

highway underpasses by lowland tapirs and other medium and large mammals in central-western Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18 (4), 247-256.

Arasaki, M.O., Panachão, E.I., Góes, C.G., Gutierrez, P.R. & Rossi, L.B. 2014.

Threats to the lowland tapir population in the Atlantic Rainforest of northern Paraná, Brazil. Abstract Book, 6th International Tapir Symposium, Tapir Specialist Group. Campo Grande, MS.

Barcelos, A.R., Bobrowiec, P.E.D., Sanaiotti, T.M., & Gribel, R. 2013. Seed

germination from lowland tapir (*Tapirus terrestris*) fecal samples collected during the dry season in the northern Brazilian Amazon. *Integrative Zoology*, 8, 63–73.

Begotti, R.A., dos Santos Pacifico, E., de Barros Ferraz, S.F. & Galetti, M. 2018.

Landscape context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. *Journal for Nature Conservation* 41: 97–105.

Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya, L. & Gill, R. 1994. Managing wildlife to conserve

Amazonian forests - population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation*, 67, 29–35.

Bogoni, J.A., Ferraz, K.M.P.M.B. & Peres, C.A. 2022. Continental-scale local

extinctions in mammal assemblages are synergistically induced by habitat loss and hunting pressure. *Biological Conservation*, 272 – 109635.

Bueno, R.S., Guevara, R., Ribeiro, M.C., Culot, L., Bufalo, F.S. & Galetti, M. 2013.

Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *Plos One* 8(2)

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2004. Multimodel Inference Understanding AIC and

BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research*, Vol. 33, No. 2, 261-304.

- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E. & Boutin, S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52, 675–685.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnard, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., Mcdougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R. & Wan Shahrudin, W.N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4, 75–79.
- Ceballos, G., Erlich, P.R., Barnowski, A.D., García, A., Pringle, R.M. & Palmer, T.M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5), e1400253.
- Ceballos, G., Erlich, P.R. & Raven, P.H. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Science* 1922686117.
- Centoducatte, L.D., Moreira, D.O., Seibert, J.B., Gondim, M.F.N., Acosta, I.C.L. & Gatti, A. 2011. *Tapirus terrestris* occurrence in a landscape mosaic of Atlantic Forest and Eucalyptus monoculture in southeast Brazil. *Tapir Conservation* 28: 16-19.
- Cruz, M.P. 2012. Densidad, uso del habitat y patrones de actividad diaria del tapir (*Tapirus terrestris*) en el Corredor Verde de Misiones, Argentina. BSc thesis. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Cullen, L., Bodmer, R.E., & Valladares Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49–56.

- Cullen, L., Bodmer, R.E., & Valladares-Padua, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35:137–144.
- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. *Ecol.: Achiev. Challenge*, 319–335.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: Price, P.W., Lewinshon, T.M., Fernandes, G.W., Benson, W.W. (Eds.), *Plant–animal Interactions: Evolutionary Ecology*, pp. 273–287.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B. & Collen, B. 2014. Deafaunation in the Anthropocene. *Science* 345 (6195), 401-406.
- Dos Santos, F.I.R., Santos, E.P.O., Sousa, F.E.S., Alencar, J.S., Ferreira, F.S.S. & Lopes, C.G.R. 2022. A caça da anta (*Tapirus terrestris*) e as implicações para a conservação das florestas brasileiras: uma revisão sistemática. *Revista Etnobiología*, 20, 1: 84-96
- Eisenberg, J. & Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois 3:1–624.
- Emmons, L.H. & Feer, F. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. 2^a ed. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487–515.
- Ferreguetti, A.C., Tomás, W.M. & Bergallo, H.G. 2017. Density, occupancy, and detectability of lowland tapirs, *Tapirus terrestris*, in Vale Natural Reserve, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 98(1):114–123.
- Flesher, K.M. & Médici, E.P. 2022. The distribution and conservation status of

Tapirus terrestris in the South American Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation* 17(1): 1–19.

Fragoso, J. & Huffman, J.M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 369–385.

Galetti, M. & Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163, 1-6.

Galleti, M., Giacomini, H.C., Bueno, R. S., Bernardo, C.S.S., Marques, R.M., Bovendorp, R.S., Steffler, C.E., Rubim, P., Gobbo, S.K., Donatti, C.I., Begotti, R.A., Meirelles, F., Nobre, R.A., Chiarello, A.G. & Peres, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biol. Conserv.* 142, 1229–1241.

Galetti, M., Keuroghlian, A., Hanada, L. & Morato, M. I. 2000. Frugivory and Seed Dispersal by lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. *Biotropica*, 33(4), 723-726.

García, M. J., Médici, E. P., Naranjo, E. J., Novarino, W. & Leonardo, R. S. (2012) Distribution, habitat and adaptability of the genus *Tapirus*. *Integrative Zoology* 7(4): 346–355.

Gatti, A., Brito, D. & Mendes, S. 2011. How many lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) are needed in Atlantic Forest fragments to ensure long-term persistence? *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 46, 77– 84.

González-Maya, J.F., Schipper, J., Polidoro, B., Hoepker, A., Zárrate-Charry, D. & Belant, J.L. 2012. Baird's tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. *Integrative Zoology* 7: 381–388.

Gould, W.R. & Kendall, W.L. 2012. Capture-recapture methodology. *Encyclopedia of*

Environmetrics Second Edition, John Wiley & Sons, Ltd.

Guisan, A. & Harrell, F.E. 2000. Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science* 11: 617-626.

ICMBio. 2019. Portaria Nº 356, de 25 de julho de 2019: Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ungulados - PAN Ungulados, contemplando sete táxons ameaçados de extinção.

IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. <https://www.iucnredlist.org>. (Acessado 22 Agosto 2022).

Jerozolimski, A., & Peres, C.A., 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in neotropical forests. *Biol. Conserv.* 11 (3), 415–425.

Joly, C.A., Metzger, J.P. & Tabarelli, M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204, 459–473.

Karanth, K.U. & Nichols, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79, 2852–2862.

Laundre, J.W., Hernandez, L., & Ripple, W.J.. 2010. The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal* 3:1–7.

Laurance, W.F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation* 142, 1137.

Lazo, L. J. A Mastofauna da Fazenda Figueira em uma área do baixo Tibagi, Município de Londrina, Paraná. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

Lewis, S.L. & Maslin, M.A. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature*, vol. 519, 171-

180.

- Malhi, Y., Doughty, C.E., Galetti, M., Smith, F.A., Svenning, J.C. & Terborgh, J.W. 2016. Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Science*, vol. 113, n. 4, 838-846.
- Médici, E.P. 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. PhD thesis. University of Kent, Canterbury, UK.
- Médici, E.P., Beisiegel, B., Keuroghlian, A. & Flesher, K. 2012. Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil. Biodiversidade Brasileira, BioBrasil.
- Médici, E.P. & Désbiez, A.L.J. 2012. Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integrative Zoology*, 7(4), 356-372.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M. & Gascon, C., 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 3–22.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Nicholls, A.O. 1989. How to make biological surveys go further with generalized linear models. *Biological Conservation* 50: 51-77.

- Noss, A.J., Cuellar, R.L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuellar, E., Arispe, R., Rúmiz, D. & Rivero, K. 2003. A câmera trapping and radio telemetry study of lowland tapis (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. Tapir Conservation. Newsletter of de IUCN/SSC Tapir Specialist Group, Vol.12, Nº1.
- Noss, A.J., Gardner, B., Maffei, L., Cuellar, E., Montano, R., Romero-Munoz, A., Sollman, R. & O'Connell, A.F. 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-lya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation* 15:527-535.
- O'Brien, T.G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In: *Camera traps in animal ecology*. Springer, Tokyo. p. 71-96.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. & Anderson, D.R. 1978. *Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations*. Wildlife Monographs, No. 62, pp. 3-135.
- Paolucci, L.N., Pereira, R.L., Rattis, L., Silvério, D.V., Marques N.C.S., Macedo, M.N. & Brando, P.M. 2019. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica* 00:1–8.
- Peres, C.A. 2000. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. (eds J.G. Robinson & E.L. Bennett), pp. 31–56. Columbia University Press, New York, USA.
- Peres, C.A. 2001. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14:240-253.
- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J. & Valkenburgh, B.V. 2015. Collapse of

the world's largest herbivores. *Science Advances*. 1, e1400103.

- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A. & Mittermeier, R.A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspective in Ecology and Conservation*, 16, 208-214.
- Rexstad, E. & Burnham, K. P. 1991. *User's Guide for Interactive Program CAPTURE*. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Rocha, V.J. 2001. Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque estadual mata dos Godoy, Londrina (PR). Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Rocha, V.J. & Sekiama, M.L. 2006. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy. (In) Torezan, J.M.D. A ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy. Itedes, Londrina, Paraná.
- Royle, J.A. & Gardner, B. 2011. Hierarchical Spatial Capture–Recapture Models for Estimating Density from Trapping Arrays. In: O'CONNELL, A. F. *et al.* (eds.), *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
- Royle, J.A. & Young, K.V. 2008. A hierarchical model for spatial capture-recapture data. *Ecology* 89(8), 2281–2289.
- Sun, C., Fuller, A.K. & Royle, J.A. 2014. Trap Configuration and Spacing Influences Parameter Estimates in Spatial Capture-Recapture Models. *Plos One*, vol. 9, 2, e88025.
- Tobler, M.T., Hibert, F., De Beir, L. & Richard-Hansen, C. 2013. Estimates of density and sustainable harvest of the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the Amazon of French Guiana using a Bayesian spatially explicit capture–recapture model.

Oryx, 48(3), 410–419.

- Tobler, M.W. & Powell, G.V.N. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*, 159, 109–118.
- Torezan, J.M.D. 2006. Nota sobre a vegetação do rio Tibagi. In: (Eds.) Medri, M., Biachini, E., Pimenta, J.A. & Shibatta, O.A. *A Bacia do Rio Tibagi*. Universidade Estadual de Londrina, EDUEL.
- Van Horne, B. 1985. Effective trapped area for live-trap grids. *Journal of Mammalogy*, 63(1):155-157.
- Varela, D., Fleisher, K., Cartes, J.L., de Bustos, S., Chalukian, S., Ayala, G. & Richard-Hansen, C. 2019. *Tapirus terrestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T21474A45174127.
- Villar, N. & Médici, E. P. 2021. Large wild herbivores slow down the rapid decline of plant diversity in a tropical forest biodiversity hotspot. *Journal of Applied Ecology*, 00, 1–10.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, No.8, pp. 446-453.
- Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M. & Dirzo, R. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47: 333-358.
- Wilson, KR. & Anderson, D.R. 1983. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy*, Vol. 66, No. 1, pp. 13-21.
- White, G. C., Burnham, K. P., Otis, D. L. & Anderson, D. R. 1978. *User's Manual for Program CAPTURE*. Utah State University Press, Logan, Utah.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid

common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 2010, 1, 3–14.

ANEXOS

Cópia das normas de submissão do periódico *Biological Conservation*

Article structure

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient details to allow the work to be reproduced by an independent researcher. Methods that are already published should be summarized, and indicated by a reference. If quoting directly from a previously published method, use quotation marks and also cite the source. Any modifications to existing methods should also be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Glossary

Please supply, as a separate list, the definitions of field-specific terms used in your article.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- **Title.** Concise and informative, yet not overly general. If appropriate, include the species or ecosystem that was the subject of the study, or the location where the study was done. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible
- **Author names and affiliations.** Where the family name may be ambiguous (e.g., a double name), please indicate this clearly. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- **Corresponding author.** Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. **Ensure that phone numbers (with country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address. Contact details must be kept up to date by the corresponding author.**
- **Present/permanent address.** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Essential title page information

• **Acknowledgements.** Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

• **Funding.** This work was supported by the National Institutes of Health [grant numbers xxxx, yyyy]; the Bill & Melinda Gates Foundation, Seattle, WA [grant number zzzz]; and the United States Institutes of Peace [grant number aaaa].

It is not necessary to include detailed descriptions on the program or type of grants and awards. When funding is from a block grant or other resources available to a university, college, or other research institution, submit the name of the institute or organization that provided the funding.

If no funding has been provided for the research, it is recommended to include the following sentence:

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Highlights

Highlights are mandatory for this journal as they help increase the discoverability of your article via search engines. They consist of a short collection of bullet points that capture the novel results of your research as well as new methods that were used during the study (if any). Please have a look at the examples here: [example Highlights](#).

Highlights should be submitted in a separate editable file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point).

Abstract

A concise and factual abstract is required (maximum length of 250 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the methods used, the principal results and major conclusions. Please try to keep each sentence as specific as possible, and avoid such general statements as "The management implications of the results are discussed". An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided,