

ESTIMATIVA DA DENSIDADE E ABUNDÂNCIA POPULACIONAL DE TATUS-CANASTRA (*Priodontes maximus*) NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE

Milena Andrezza Ribeiro^{1*}, Fernando Cesar Cascelli de Azevedo^{2*}

1. Estudante do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São João del Rei (DCNAT-UFSJ)
2. Professor do Curso de Ciências Biológicas da UFSJ

Resumo

O tatu-canastra (*Priodontes maximus*) é uma das espécies de tatu encontradas no Brasil em regiões como a Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado e Pantanal. É conhecido por seu grande porte e por suas escavações que formam tocas de tamanho considerável. O tatu canastra é um engenheiro alógeno de ecossistema, desempenhando papel importante nos ambientes onde a espécie é encontrada. Neste trabalho, nosso objetivo foi estimar a abundância e densidade do tatu-canastra no Parque Estadual do Rio Doce, localizado no estado de Minas Gerais. Para a pesquisa, utilizamos modelos não espaciais de captura-recaptura disponíveis no programa MARK. Encontramos valores de abundância e densidade próximos aos relatados na literatura para a espécie. Concluímos que o tatu-canastra se encontra em baixas densidades populacionais dentro do PERD, e que os habitats florestais são vitais para a sobrevivência dessa espécie.

Autorização legal: 053/2012 IEF/MG.

Palavras-chave: Ecologia; Conservação; Mata Atlântica

Apoio financeiro: Universidade Federal de São João del Rei - UFSJ

Trabalho selecionado para a JNIC: Setor de Pesquisa - PROPE/UFSJ

Introdução

No Brasil, o tatu-canastra (*Priodontes maximus* - Kerr, 1792) é encontrado em regiões como a Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado e Pantanal (Fonseca et al., 1996). Apesar da ampla distribuição, a espécie ocorre em baixas densidades populacionais em toda sua extensão (Carter et al., 2016) e está ameaçada devido à perda e fragmentação de habitats, caça ilegal, atropelamentos e tráfico ilegal (Anacleto et al., 2014; Carter et al., 2016). É uma espécie semi-fossorial noturna listada como **Vulnerável (VU)** pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (Anacleto et al., 2014; IUCN, 2015) e pelo Instituto Brasileiro de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2014).

Recentemente o tatu-canastra foi classificado como um engenheiro alógeno de ecossistemas físicos (Desbiez and Kluyber, 2013). As garras dianteiras bastante desenvolvidas do tatu-canastra permitem que o mesmo cave grandes e profundas tocas. Um engenheiro de ecossistema é um organismo que, quando presente, altera uma porção do ambiente à sua volta, influenciando outras espécies. Nas tocas do tatu-canastra, foram registradas visitas de pelo menos 57 outras espécies animais (Desbiez and Kluyber, 2013). As escavações são importantes pois podem oferecer abrigo contra predadores e alterações externas de temperatura (Desbiez and Kluyber, 2013).

Por possuir hábitos noturnos e semi-fossoriais, os tatus são raramente vistos, o que dificulta que sejam realizados estudos sobre a espécie (Noss, 2004; Silveira et al., 2009). Compreender elementos como densidade populacional, requisitos ambientais e padrões de ocupação do tatu-canastra pode facilitar a implementação de estratégias de conservação da espécie (Trujillo and Superina, 2013). Estimativas de abundância são importantes na ecologia animal, estando ligadas a um grande número de pesquisas ecológicas (Noss et al., 2012). Portanto, informações sobre abundância e densidade são primordiais na construção de estudos que definam qual o tamanho mínimo de tatus canastras que uma área pode sustentar de modo que mantenha essas populações preservadas por longos períodos.

O presente estudo tem como objetivo estimar a abundância e densidade de tatus canastra em uma área de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais.

Metodologia

A área de estudo foi o Parque Estadual do Rio Doce, que possui uma área de 36.000 hectares e é um dos últimos redutos de Mata Atlântica de Minas Gerais. Foram instaladas aleatoriamente 54 armadilhas fotográficas, onde a coleta dos dados foi efetuada em dezoito áreas amostradas, divididas entre porção

centro-norte e centro-sul. As câmeras permaneceram operantes por um período de 30 a 45 dias em cada uma das regiões.

Para a identificação dos indivíduos, foram selecionados 20 registros de tatus-canastra durante o período chuvoso (outubro a março), entre 2016 e 2017. A individualização dos registros é de extrema importância para que as estimativas de abundância levem em consideração o número de indivíduos, e não o número de registros. Para sua identificação, foram observados o padrão da escala cefálica, marcas na cauda, largura da banda clara de escamas a acima da base da cauda, padrões de cor nos membros posteriores, padrão de escala do flanco e marcas naturais (e. g., cicatrizes, etc).

Para estimar a abundância (tamanho populacional) dos tatus-canastra, nós utilizamos o programa MARK, através da construção de modelos que estimem as probabilidades de captura (p) e recaptura (c) (White and Burnham, 1999). Nós utilizamos duas abordagens de modelagem: "full likelihood" e "conditional likelihood". Construímos quatro modelos para ambas as abordagens, totalizando um conjunto de oito modelos. Para o primeiro modelo, consideramos que tanto p quanto c variam ao longo do tempo e possuem probabilidades diferentes de uma ocasião para a outra. No segundo modelo, consideramos que p e c têm a mesma probabilidade de uma ocasião para a outra e possuem uma variação temporal. Já no terceiro modelo, p e c têm a mesma probabilidade de uma ocasião para a outra, sem variação temporal. O quarto modelo foi o modelo nulo, ou seja, sem qualquer tipo de influência temporal ou de variáveis. Neste modelo, p e c possuem probabilidades diferentes.

Tanto o full likelihood quanto o conditional likelihood estimam as probabilidades de captura e recaptura, exceto que no full likelihood também estima-se F_0 (indivíduos não capturados).

Em seguida, calculamos a média dos modelos, que leva em consideração os parâmetros dos modelos candidatos, que foram ranqueados através do AIC. A partir dessa média, obtivemos a estimativa da abundância (N) e o intervalo de confiança (IC). O intervalo de confiança foi calculado utilizando a fórmula:

$$C = \exp \left\{ 1.96 \left[\ln \left(1 + \frac{\widehat{\text{var}}(\tilde{N})}{\hat{f}_0^2} \right) \right]^{1/2} \right\}.$$

A densidade foi calculada dividindo o valor de N pela extensão do parque (360 km²) e multiplicada por 100.

Resultados e Discussão

Dos 20 registros analisados, 13 identificamos como fêmeas e 5 como machos e em 2 registros não foi possível identificar o sexo dos indivíduos (NI). A partir dos 13 registros foi possível identificar 6 fêmeas distintas. Um registro foi eliminado por não conter um número aceitável de características morfológicas que pudessem ser diferenciadas entre os demais indivíduos. Dos 5 registros que identificamos como machos, foi possível constatar que 3 se tratavam de indivíduos distintos. Dois registros foram eliminados pela mesma razão citada anteriormente.

Por meio da média dos modelos de full likelihood, a estimativa de abundância foi de 12,74 indivíduos no parque (Intervalo de Confiança (95% IC): 9,13 a 113,82 indivíduos; e o erro padrão (EP) = 15,436). A densidade calculada foi de 3,53 indivíduos/100km² (95%IC = 0,02 - 0,31 indivíduos/km²). Esses valores foram semelhantes aos encontrados em pastagens do Brasil central (3,36 indivíduos/100 km² - Silveira et al., 2009), mas inferior às estimativas realizadas em estudos no pantanal brasileiro (7,65 indivíduos/100km² - Desbiez et al., 2020). Acreditamos ter obtido estimativas de abundância inferiores às encontradas no pantanal devido a duração de nosso estudo ser menor.

Já a média dos modelos de conditional likelihood estimou uma abundância de 21,88 indivíduos (95% IC = 10,00 a 174,23 indivíduos; EP = 27,16 indivíduos). A densidade calculada foi de 6,07 indivíduos/100km² (95%IC = 0,02 - 0,48 indivíduos/km²). A abordagem Conditional Likelihood apresentou valores de abundância e densidade maiores que os encontrados em Full Likelihood. As estimativas de densidade encontradas nessa abordagem (6,07 indivíduos/100km²) são semelhantes às encontradas para o tatu-canastra em floresta na Bolívia (5,77 - 6,28 indivíduos/100 km² - Noss, 2004) em dois períodos de estudo realizados, e ligeiramente maiores que as encontradas na Colômbia (5,8 indivíduos/100km²; Aya-Cuero et al., 2017). No entanto, ainda assim foi menor que no pantanal brasileiro (7,65 indivíduos/100km²; Desbiez et al., 2020).

Na abordagem full likelihood o modelo que melhor se ajustou aos dados foi o modelo $\{p(.),c(.).f_0(.)\}$, onde p e c possuíam probabilidades diferentes de ocorrência em cada ocasião e na ausência de variação temporal. Esse modelo explica 86 % dos dados (AICc Weight = 0,86). O mesmo ocorreu para os modelos de conditional likelihood, onde o modelo $\{p(.),c(.)\}$ explicou cerca de 61% dos dados (AICc Weight = 0,61) e o

modelo $\{p(.)=c(.)\}$ explicou cerca de 34% (*AICc Weight* = 0,34).

Apesar de uma leve variação, o presente trabalho não obteve estimativas de densidade discrepantes com as encontradas na literatura. Em relação à baixa densidade, sabemos que o tatu-canastra necessita de grandes áreas habitacionais e que há um baixo grau de sobreposição entre indivíduos. Isso resulta na sua baixa densidade populacional, mesmo em habitats preservados (Desbiez et al., 2020). Além disso, não podemos deixar de mencionar a efetividade dos modelos de captura e recaptura do programa Mark em nossas estimativas (Cooch and White, 2006).

Há registros do tatu-canastra na Amazônia, Cerrado e Pantanal, mas registros da espécie na Mata Atlântica ainda são raros. A escassez de registros pode ser devido ao comportamento elusivo da espécie que permanece boa parte do tempo dentro de suas tocas e também ao fato de que não foram realizados inventários exaustivos de mamíferos na região (Srbek-Araujo et al., 2009). Em relação ao Parque Estadual do Rio Doce (PERD), a espécie já foi relatada como presente em outros estudos, indicando sua presença em todas as áreas desta reserva (Srbek-Araujo et al., 2009). Devido essa escassez de registros, há uma grande necessidade da espécie ser melhor estudada na região, buscando informações como abundância, densidade, comportamento, reprodução, entre outros.

O PERD é uma das principais áreas críticas para a conservação da Mata Atlântica em Minas Gerais, sendo considerado como o segundo em riqueza de espécies no Brasil (Keesen et al., 2016). A presença do tatu-canastra é mais relatada nesse parque que em outras áreas do bioma, indicando que esta reserva provavelmente suporta a única população de tatu-canastra do bioma (Srbek-Araujo et al., 2009). No entanto, para que isso possa ser corroborado, é necessário que sejam realizados estudos em outras áreas da Mata Atlântica. Assim como no PERD, regiões como o sul da Bahia, leste e nordeste de Minas Gerais e norte do Rio de Janeiro devem ser levadas em consideração para obtenção de registros dessa espécie, sendo essencial para compreender fatores relacionados a preferência de habitat como tantos outros (Srbek-Araujo et al., 2009). A emergência em se fazer esse levantamento se dá principalmente para o desenvolvimento de estratégias de recuperação, como reintroduções que se façam necessárias no futuro.

Conclusões

No presente trabalho concluímos que apesar de nossos resultados não serem discrepantes dos resultados obtidos em outros estudos, a espécie enfrenta o mesmo problema que é visto em outras regiões: a baixa densidade populacional. O tatu-canastra é de grande importância para o ecossistema à sua volta. Prezar pela preservação do que resta da Mata Atlântica é também prezar pela conservação do tatu-canastra e, por consequência, de várias outras espécies que utilizam suas tocas. Estudos que determinam abundância, comportamento, grau de diversidade genética e tantos outros devem continuar existindo para que comprovem a importância da diversidade biológica em nosso país e, com isso, sejam implementadas políticas públicas de conservação.

Referências bibliográficas

- Anacleto, T.C.S., Miranda, F., Medri, I., Cuellar, E., Abba, A.M., Superina, M., 2014. **Priodontes maximus**. **IUCN Red List Threat. Species**.
- Carter, T.S., Superina, M., Leslie, D.M., 2016. **Priodontes maximus (Cingulata: Chlamyphoridae)**. *Mamm. Species* 48, 21–34.
- Cooch, E., White, G., 2006. **Program MARK: a gentle introduction (13th ed.)**, available online with the MARK programme.
- Desbiez, A.L.J., Kluyber, D., 2013. **The role of giant armadillos (Priodontes maximus) as physical ecosystem engineers**. *Biotropica* 45, 537–540.
- Desbiez, A.L.J., Kluyber, D., Massocato, G.F., Oliveira-Santos, L.G.R., Attias, N., Hayes, L., 2020. **Spatial ecology of the giant armadillo Priodontes maximus in Midwestern Brazil**. *J. Mammal.* 101, 151–163.
- Fonseca, G. a B., Herrmann, G., Leite, Y., Mittermeier, R. a, Rylands, a B., Patton, J.L., 1996. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**, Occasional Papers in Conservation Biology.
- ICMBio, 2014. **Espécies Ameaçadas - Lista 2014**. Inst. Chico Mendes Conserv. da Biodiversidade. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/especies-ameacadas-destaque>>. Acesso em 18 de dezembro de 2020.
- IUCN, 2015. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2015. 1. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/species/18144/47442343>>. Acesso em 18 de dezembro de 2020.
- Keesen, F., Nunes, A.V., Scoss, L.M., 2016. **Updated list of mammals of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil**. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 38, 139–162.

- Noss, A.J., 2004. **Camera trapping *Prionomys maximus* in the dry forests of Santa Cruz, Bolivia**. Library (Lond). 21, 43–52.
- Noss, A.J., Gardner, B., Maffei, L., Cuéllar, E., Montaña, R., Romero-Muñoz, A., Sollman, R., O'Connell, A.F., 2012. **Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-lyá del Gran Chaco landscape**. Anim. Conserv. 15, 527–535.
- Srbek-Araujo, A.C., Scoss, L.M., Hirsch, A., Chiarello, A.G., 2009. **Records of the giant-armadillo *Prionomys maximus* (Cingulata: Dasypodidae) in the Atlantic forest: Are Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species?** Zoologia 26, 461–468.
- Silveira, L., de Almeida Jácomo, A.T., Furtado, M.M., Torres, N.M., Sollmann, R., Vynne, C., 2009. **Ecology of the Giant Armadillo (*Prionomys maximus*) in the Grasslands of Central Brazil**. Edentata 8–10, 25–34.
- Trujillo, F., Superina, M., 2013. **Armadillos de Los Llanos Orientales**. Disponível em: <https://www.xenarthrans.org/wp-content/uploads/2019/10/41TrujilloSuperina_Armadillos-de-los-llanos.pdf> Acesso em 10 de outubro de 2020.
- White, G.C, Burnham, K.P., 1999. **Program MARK: survival estimation from populations of marked animals**. Bird Study.46:sup1, S120-S139.