

## TAMANHO DE GRUPO E ABUNDÂNCIA RELATIVA DE *MICO EMILIAE* NA PORÇÃO SUL DE SUA EXTENSÃO DE OCORRÊNCIA

Angele Tatiane Martins-Oliveira<sup>1,2,3</sup>, Patrick Ricardo de Lazari<sup>1,3</sup>, Samuel Murilo Pagani de Oliveira<sup>3,4</sup>, Júlia Moraes Vieira<sup>3,4</sup>, Mariana Giello Alves<sup>3,4</sup>, Tiago da Silva Henicka<sup>3,5</sup>, Luciano Ferreira da Silva<sup>3</sup>, Christine Steiner São Bernardo<sup>2,3</sup> e Gustavo Rodrigues Canale<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado, Av. Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, N/N, Bairro: Olaria, Caixa postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. E-mail: <angele.oliveira@gmail.com>

<sup>2</sup>Instituto Ecológico (IEco), Rua das Jaqueiras, 445, Jardim Jacarandás, Sinop, Mato Grosso, Brasil.

<sup>3</sup>Instituto de Ciências Naturais, Humanas e Sociais – Grupo de Ecologia Aplicada de Sinop (GEGAS) - Universidade Federal de Mato Grosso, Sinop, MT, Brasil. E-mail: <angele.oliveira@gmail.com>

<sup>4</sup>Graduação em Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Campus, Sinop, Mato Grosso, Brasil.

<sup>5</sup>Rede Estadual da Educação Básica-Sinop-MT.

### Resumo

*Mico emiliae* é uma espécie endêmica do Brasil, ocorrendo nos estados de Mato Grosso e Pará ao longo dos interflúvios Iriri – Xingu e, mais ao sul, Teles Pires – Xingu, onde habita florestas ombrófilas de baixada e florestas secundárias. Apesar de classificado como ‘menos preocupante’ segundo a IUCN *Lista Vermelha*, as populações da porção sul da área de distribuição ocupam florestas degradadas por queimadas, desmatamentos, garimpo ilegal, proximidade a monoculturas com intenso uso de agrotóxicos, presença de rodovias, empreendimentos hidroelétricos, e expansão da malha urbana. Portanto, é necessário o levantamento de dados demográficos em toda a extensão de ocorrência para delinear melhores estratégias para sua conservação. Neste estudo, estimamos três parâmetros demográficos: tamanho de grupo, abundâncias relativas (taxas de encontro) e densidade para *Mico emiliae*, na margem direita do rio Teles Pires - MT. Entre 2015 e 2018, percorremos 1,192 km, em quatro transectos lineares com cinco quilômetros de extensão, e avistamos grupos de *M. emiliae* 43 vezes. Observamos indivíduos solitários, ou distante do grupo, até grupos de 10 indivíduos, com tamanho médio de  $4.7 \pm 3.2$  indivíduos. As taxas de encontros variaram de 0.38 a 0.56 (DP:  $\pm 0.10$ ) grupo/10 km, com densidade estimada para toda a área amostrada de 0.24 ind/ha (CI = 0.16 a 0.33) e 0.07 grupo/ha (CI = 0.05 a 0.11 grupo/ha). Finalmente, confirmamos populações de *M. emiliae* ao sul das localidades conhecidas para a espécie. Este é o primeiro relato de parâmetros demográficos para populações da espécie no extremo sul de sua distribuição, uma região em acelerado processo de perda de habitat na região de ecótono Amazônia - Cerrado. Ressaltamos a necessidade do monitoramento contínuo de populações de *M. emiliae* em áreas sob diferentes intensidades de impacto antrópico para a execução de ações urgentes para a conservação destas populações recém descobertas.

**Palavras-chave:** Biodiversidade, conservação de primatas, Neotropical, empreendimentos hidrelétricos.

### Abstract

*Mico emiliae* is endemic to Brazil, occurring in Mato Grosso and Pará States, between the Iriri – Xingu rivers and, further south, the Teles Pires – Xingu rivers, where it inhabits lowland forests and secondary forests. Although it is classified as Least Concern according to the IUCN Red List, the southernmost populations occupy degraded forests due to fires, deforestation, illegal mining, adjacent monocultures with intense use of chemicals, roads, hydroelectric dams, and urban sprawl. Thus, it is crucial to gather demographic data on the entire extension of occurrence to design better strategies for conservation of the species. Here, we estimated three demographic parameters: group size, relative abundance (encounter rate), and density of *Mico emiliae*, on the right bank of the Teles Pires river - MT. From 2016 to 2018, we walked 1,192 km, in four linear transects of five kilometres, and we observed groups of *M. emiliae* 43 times. We observed solitary individuals, or individuals distant from their group, as well as groups up to 10, with a mean group size of  $4.7 \pm 3.2$  individuals. Encounter rate was from 0.38 to 0.56 (SD:  $\pm 0.10$ ) group/10 km, with a density for the study area of 0.24 ind/ha (CI = 0.16 to 0.33 ind/ha) and 0.07 group/ha (CI = 0.05 to 0.11 group/ha). We confirmed the presence of populations of *M. emiliae* to the south of known localities for the species. This is the first report of demographic parameters for these southernmost populations, in a region of intense forest degradation in the ecotone Amazon – Cerrado. We highlight the need for continuous population monitoring of *M. emiliae* in areas under varying anthropic impacts to inform urgent actions to conserve these newly found populations.

**Keywords:** Biodiversity, primate conservation, Neotropical, hydroelectric dam.

## Introdução

A fauna de primatas tem um relevante papel ecológico em ambientes tropicais, pois ao desempenharem suas funções vitais contribuem para processos ecológicos e serviços ecossistêmicos, e.g. dispersão de sementes. Primatas contribuem para a manutenção e a conservação dos ecossistemas, além de expressarem valor cultural para sociedades humanas e enriquecerem o potencial turístico dos espaços (Fuzessy *et al.*, 2016; Estrada *et al.*, 2017; Sampaio *et al.*, 2017).

A família Callitrichidae compreende oito gêneros de primatas Neotropicais de pequeno porte (< 1kg): *Cebuella*, *Callibella*, *Callimico*, *Callithrix*, *Mico*, *Saguinus*, *Leontocibus* e *Leontopithecus* (Rylands *et al.*, 2000; Silva, 2015; Rylands *et al.*, 2016; Costa-Araújo, 2019), distribuídos pelo sul da América Central e América do Sul (Rylands, 1982). Atualmente são conhecidas 14 espécies do gênero *Mico* contidas na Lista Vermelha da IUCN (Rylands *et al.*, 2008), além disso, novas espécies para o gênero têm sido descritas, e.g. o *Mico mundurucu*, descrita para a região do arco do desmatamento da Amazônia (Costa-Araújo *et al.*, 2019). Até o presente, poucas publicações científicas reportaram estimativas de parâmetros demográficos para espécies do gênero, i. e., *M. argentatus*, *M. humeralifer* e *M. marcai* (Branch, 1983; Gonçalves *et al.*, 2003, da Silva Jr. *et al.*, 2019), indicando a necessidade de levantamentos de informações básicas sobre a distribuição e a abundância das espécies de *Mico* (Silva *et al.*, 2018).

Os saguis-de-Sneathlage *Mico emiliae* Thomas, 1920 são encontrados na porção sul da Amazônia, nos interflúvios Iriri – Xingu e Teles Pires – Xingu, no sul do Pará e no norte de Mato Grosso. Sua extensão de ocorrência se estende a leste dos rios Iriri e Teles Pires delimitado a oeste pela margem esquerda do rio Xingu. Até o presente estudo o município de Cláudia era o ponto mais ao sul de sua distribuição, não se estendendo além do alto do rio Paraguai (Ávila-Pires, 1986; Andrade *et al.*, 2018; Garbino, 2011). Grupos de *M. emiliae* habitam florestas abertas de baixa, mosaicos de florestas em ambientes antrópicos, e estão presentes nas florestas amazônicas meridionais, assim como em zonas de transição com o Cerrado, sendo também observados em fragmentos florestais urbanos (Fialho e Canale, 2015). A espécie é classificada como Pouco Preocupante (PP), segundo a Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (Fialho e Canale, 2015; IUCN, 2020). Apesar das populações da espécie ainda ocuparem extensas áreas de floresta na porção norte de sua distribuição geográfica, as populações do extremo sul sofrem intensa pressão antrópica por perda e fragmentação de seu habitat (Canale *et al.*, 2018).

O aumento da densidade populacional humana impulsiona a conversão de ambientes florestais em paisagens

antrópicas, pelo avanço da agricultura, pecuária, malha urbana, e empreendimentos como rodovias e hidrelétricas (Costa *et al.*, 2005; Batista *et al.*, 2012; Canale *et al.*, 2018). Nessa perspectiva, os processos necessários para instalação de usinas hidrelétricas e transmissão de energia podem alterar não apenas ambientes aquáticos e semi-aquáticos, como também podem impactar o meio ambiente terrestre e a fauna terrícola e arborícola, principalmente, em função de perda e fragmentação dos habitats para a formação dos reservatórios e para a instalação de linhas de transmissão de energia (Batista *et al.*, 2012; Martins e Silva, 2013).

Portanto, com o objetivo de estimar os tamanhos dos grupos de *M. emiliae*, as abundâncias relativas (taxas de encontro de grupos), e a densidade da população local no extremo sul da distribuição geográfica da espécie, realizamos o monitoramento das florestas da margem direita do rio Teles Pires, na área de influência da usina hidrelétrica de Sinop (UHE – Sinop - MT), antes da supressão vegetal e formação do reservatório.

## Material e métodos

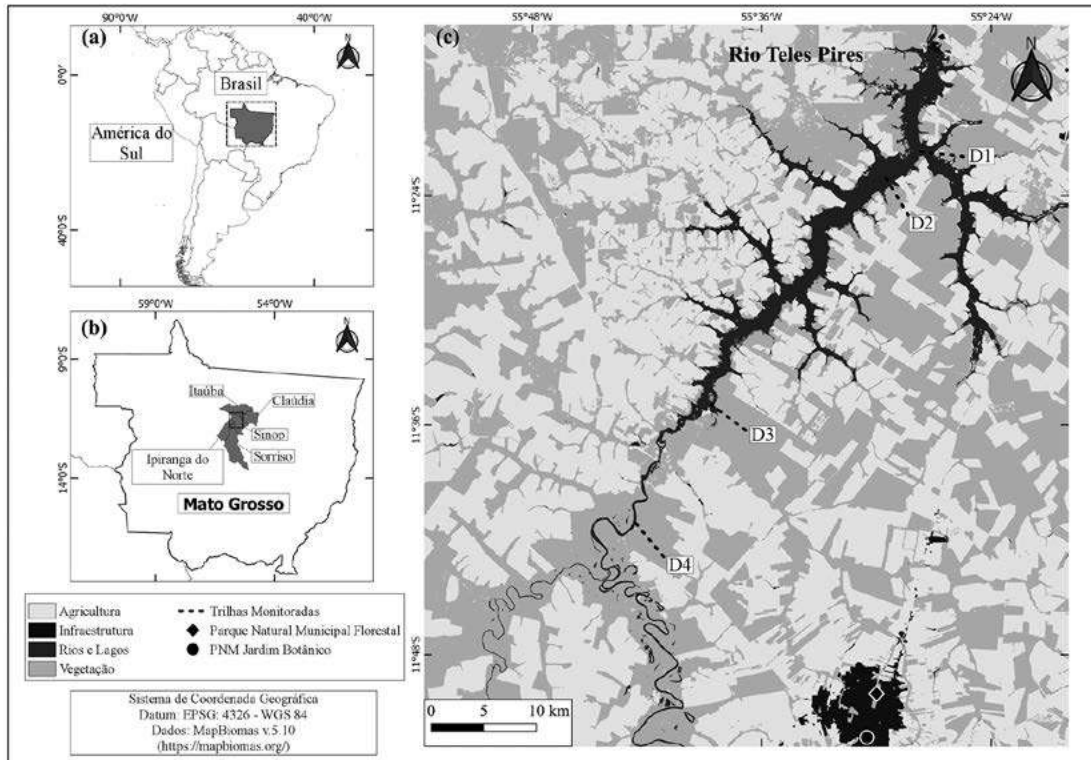
### Área de estudo

Realizamos o estudo na área de influência indireta da UHE – Sinop, localizada no rio Teles Pires, entre os municípios de Sinop, Cláudia, Itaúba, Ipiranga do Norte e Sorriso, estado de Mato Grosso, Brasil (Fig. 1). A vegetação da área forma um mosaico composto por florestas ombrófilas e estacionais, em região de transição entre a Amazônia e o Cerrado (da Silva Jr. *et al.*, 2019). As áreas amostradas foram selecionadas de forma a representarem regiões menos alteradas por ação humana. Portanto, os transectos foram estabelecidos em florestas em estágios avançados de regeneração, entrecortadas por capoeiras e pequenas manchas de pastagem. As florestas clímax são raras na região em função de um histórico recente (> 30 anos) de intenso desmatamento, além de corte seletivo legal e ilegal de madeira (Newbold *et al.*, 2015; Simões *et al.*, 2016).

### Coletas de dados

As coletas foram realizadas entre 2016 e 2018, durante a execução do programa de monitoramento de fauna terrestres da UHE-Sinop antes da supressão vegetal e do enchimento do reservatório. O desenho amostral da área de estudo foi composto por oito trilhas com 5 km de extensão cada, distribuídas em 4 trilhas ao longo de cada margem do rio Teles Pires (Peres e Cunha, 2011). Neste estudo, consideramos apenas os dados coletados à margem direita do rio Teles Pires, pois existem dúvidas em relação a identificação da espécie de *Mico* pertencente à margem esquerda (GRC, comunicação pessoal).

Os transectos foram amostrados no período matutino (07:00 às 12:00h) e vespertino (14:00 às 18:00h), percorridos a velocidade média de 1,25 km/h. Realizou-se um intervalo entre 12:00 e 14:00h, para então retomarmos a



**Figura 1.** (a) Localização da área de estudo na América do Sul, Brasil, Mato Grosso; (b) Municípios limítrofes da UHE-Sinop; (c) Trilhas monitoradas por meio do método de transecto linear, na zona de influência da UHE-Sinop.

amostragem no período da tarde, consideramos a ida e o retorno como amostragens independentes. Tal intervalo entre as amostragens nos períodos da manhã e tarde, evita os momentos em que a temperatura está mais elevada, variável esta que influencia na redução da atividade e movimentação da mastofauna, grupo de interesse do monitoramento da usina hidroelétrica em questão (Peres e Cunha, 2011). Estes horários também estão adequados para monitoramento de calitriquídeos, pois estes costumam estar ativos por até 11 horas por dia, ainda que não exista consenso sobre a concentração de comportamentos de descanso ou redução da movimentação dos indivíduos nos horários mais quentes (Silva *et al.*, 2011).

Dados sobre o tamanho de grupos, a distância perpendicular dos avistamentos e a distância percorrida foram coletados observando as premissas do método de amostragem por transecto linear (Buckland *et al.*, 2001). Grupos de animais avistados a mais de 100 m um do outro foram considerados registros independentes, portanto, grupos distintos. Em função do comportamento evasivo e inconspícuo destes pequenos primatas, a distância perpendicular foi calculada em relação ao primeiro animal do grupo avistado. Não foi possível identificar o centro dos grupos ou registrar múltiplas distâncias perpendiculares dos indivíduos do grupo, como sugerido por Buckland *et al.*, (2010). Portanto, para reduzir o viés na estimativa de densidade, registramos o tamanho e a localização dos grupos com a maior acurácia possível, principalmente, para grupos avistados próximos ao transecto, para tanto foi utilizado um *Nikon Forestry Pro Laser Rangefinder*

(Buckland *et al.*, 2010). Vale ressaltar que, quando observados grupos de 5 a 8 indivíduos de *M. emiliae*, a distância entre os indivíduos mais próximos era de cerca de 2 a 3 m, e os indivíduos mais distantes, em geral, não estavam a mais de 15 m.

#### *Análises estatísticas*

Calculamos as taxas de encontro em cada transecto, dividindo o número total de grupos observados pela quilometragem total percorrida em cada transecto, os valores são apresentados utilizando o número de grupos a cada 10-km de censo realizado (grupo/10km) para facilitar a comparação com outros estudos (Branch, 1983; Gonçalves *et al.*, 2003).

Para a estimativa de densidade selecionamos o melhor modelo, baseado no menor valor de AIC (*Akaike Information Criteria*). Testamos os modelos, *half-normal*, *uniform* e *hazard rate* com ajuste cosseno. Utilizando-se o modelo selecionado, calculamos a largura da área amostrada (ESW), e a probabilidade de detecção, além da estimativa de densidade. O truncamento dos dados foi realizado após inspeção visual do gráfico, onde a probabilidade de detecção em função da distância perpendicular dos avistamentos foi cerca de 0.15 (Buckland *et al.*, 2001). As análises foram realizadas utilizando o pacote *Rdistance* no R 4.0.3 (McDonald *et al.*, 2019).

Além disso, realizamos o teste não-paramétrico de Mann-Whitney para avaliar entre os períodos de seca e chuva as diferenças da abundância relativa. Além disso,

utilizamos o teste não-paramétrico de *Kruskal-Wallis* para avaliar variações entre as taxas de encontros entre os transectos percorridos.

## Resultados

Realizamos 44 avistamentos de grupos de *Mico emiliae* em 1,192 km percorridos nos transectos da margem direita do rio Teles Pires, o que resultou em uma taxa de encontros de 0.36 grupo/10km para a região amostrada (Tabela 1). Animais solitários e grupos de 2-15 indivíduos foram observados durante a amostragem, sendo

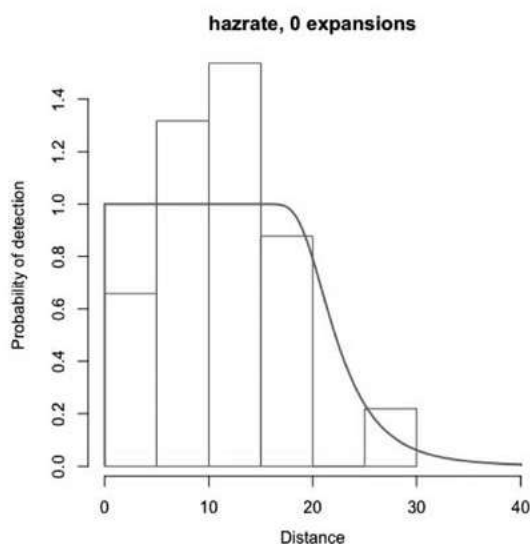
que o tamanho médio dos grupos foi de  $4.85 \pm 3.14$  indivíduos. As taxas de encontros variaram de 0.25 a 0.56 (DP:  $\pm 0.12$ ) grupo/10 km ao longo dos transectos, entretanto não houve diferença significativa na taxa de encontro entre os transectos (*Kruskal-Wallis*,  $H=0.59$ ,  $p=0.89$ ). Os períodos de seca e chuva também não atuaram como fator de influência na variação da abundância, (*Mann-Whitney U* = 86,  $p=0.31$ ). Tivemos maior número de registros no período da manhã, porém o baixo número de registros e o desenho amostral adotado são inadequados para avaliações sobre os horários de atividade da espécie (Tabela 1).

**Tabela 1.** Taxa de encontro (grupo/10km) de *Mico emiliae* registradas durante o programa de monitoramento de fauna da Usina Hidrelétrica Sinop (número de indivíduos por 10 km de transecto percorrido).

Trilha	Geral		Período de seca		Período de chuva	
	Tx. de encontro (grupo/10 km)	Tamanho médio de grupo	Tx. de encontro (grupo/10 km)	Tamanho médio de grupo	Tx. de encontro (grupo/10 km)	Tamanho médio de grupo
D1	0.25	2.75 ( $\pm 1.25$ )	0.32	2.33 ( $\pm 1.15$ )	0.17	4*
D2	0.35	5.5 ( $\pm 2.87$ )	0.32	4.66 ( $\pm 3.51$ )	0.39	6 ( $\pm 2.73$ )
D3	0.56	5.60 ( $\pm 3.86$ )	0.45	6.25 ( $\pm 6.07$ )	0.67	5.16 ( $\pm 2.04$ )
D4	0.25	4 ( $\pm 3.03$ )	0.12	2.00 ( $\pm 1.41$ )	0.38	5 ( $\pm 3.26$ )
<b>Total</b>	<b>0.36</b>	<b>4.82 (<math>\pm 3.18</math>)</b>	<b>0.31</b>	<b>4.16 (<math>\pm 4.01</math>)</b>	<b>0.42</b>	<b>5.31 (<math>\pm 2.41</math>)</b>

\* Único registro na trilha D1 com o número de 4 indivíduos no grupo.

Para estimar a densidade, os dados foram truncados a 25 m, onde a probabilidade de detecção é cerca de 0.15 (Fig. 2). Esse valor de truncamento parece adequado, uma vez que o uso do sub-bosque de florestas secundárias, o pequeno porte e o comportamento evasivo dos micos ( $N=41$  avistamentos,  $13 \pm 6$  m) dificulta a visualização desses animais a longas distâncias.



**Figura 2.** Probabilidade de detecção (*Probability of detection*) em função da distância perpendicular (*Distance*) de grupos de *M. emiliae* avistados durante amostragem por transecto linear.

A largura da área amostrada ao longo dos transectos (ESW) foi de 21.5 m, e a probabilidade de detecção foi 86%. A densidade estimada para a área estudo foi 0.24 ind./ha (CI=0.16 a 0.33 ind./ha) e 0.07 grupo/ha (CI=0.05 a 0.11 grupo/ha), i. e., aproximadamente 1 grupo em 15 ha.

Durante o estudo, também foram registrados de forma fortuita a presença de dois grupos de *M. emiliae* em duas unidades de conservação no município de Sinop-MT, o Parque Natural Municipal Florestal (109 ha) e o Parque Natural Municipal Jardim Botânico (91 ha) (Fig. 1).

## Discussão

O método de transecção linear é vastamente aplicado em investigações sobre a abundância de espécies terrícolas e arborícolas, em especial primatas (Chiarello e Melo, 2001; Cullen Jr. e Rudran, 2003). Entretanto, o reduzido tamanho corporal de algumas espécies, como *Mico* spp., pode ser um fator complicador para o registro desses animais em florestas tropicais (Santana *et al.*, 2008). Neste estudo, as taxas de encontro de grupos de *M. emiliae* foram relativamente altas quando comparadas com amostragem realizadas com a mesma espécie mais ao norte de Mato Grosso (Martins-Oliveira *et al.*, 2019). Martins-Oliveira *et al.* (2019) registraram taxa de encontro de 0.2 grupo/10 km em ambos os ambientes amostrados, i.

e., floresta contínua e agrofloresta. Essa diferença pode ser atribuída a alguns fatores, que contribuem para variações na abundância de espécies de primatas, como a disponibilidade de recursos alimentares e presença de predadores entre as áreas (Mendes, 1999; Chiarello e Melo, 2001). Entretanto, essas informações não fazem parte do escopo da pesquisa realizada por Martins-Oliveira *et al.*, (2019), o que impede tais comparações. Vale ressaltar, que grupos de *M. emiliae* são capazes de ocupar ambientes antropizados e florestas em regeneração (Fialho e Canale, 2015). Além disso, calitriquídeos tem dieta generalista e costumam forragear em bordas de floresta e florestas secundárias (Hawes e Peres 2013). Portanto, maiores taxas de encontro de grupos de *M. emiliae* em florestas secundárias, como as amostradas no presente estudo, podem refletir o maior número de grupos suportados por esses habitats em relação às florestas primárias (Martins-Oliveira *et al.*, 2019; Hawes e Peres 2013). Por outro lado, as agroflorestas amostradas por Martins-Oliveira *et al.* (2019) tem baixa cobertura de dossel, o que faz dessas agroflorestas um ambiente pouco favorável para *M. emiliae*.

Apesar da escassez de dados sobre a localização das populações de *Mico emiliae* confirmando a área de ocupação da espécie dentro de sua extensão de ocorrência, Andrade *et al.* (2018) apresentam relatos recentes da espécie ocupando as florestas da margem esquerda do rio Xingu, aumentando em 83 % a área de ocupação anteriormente conhecida (Andrade *et al.*, 2018). Além disso, Garbino (2011), com base em um espécime coletado e depositado em coleção científica em 1997, confirmou a presença de *M. emiliae* no extremo sul da distribuição da espécie, no município de Cláudia MT. Neste estudo, ampliamos a distribuição da espécie em cerca de 50 km ao sul do registro anterior, confirmando a presença de grupos de *M. emiliae* no município de Sinop, em duas áreas protegidas dentro do perímetro urbano, o Parque Natural Municipal Florestal e o Parque Natural Municipal Jardim Botânico. Isso demonstra, a importância de estudos em diferentes tipos de habitat para compreendermos as atuais ameaças a sobrevivência das populações de *M. emiliae* e delinear estratégias adequadas para populações ocupando os diversos ambientes dentro de sua extensão de ocorrência.

Os calitriquídeos possuem uma dieta generalista e diversificada que pode variar entre frugívora-insetívora e gomívora-insetívora, pois consomem frutos, exsudatos vegetais (gomas e resinas) e invertebrados (Hawes e Peres, 2013; Silva, 2015). Assim, *Mico emiliae* pode contribuir para a dispersão de sementes dos frutos consumidos, bem como no controle de populações de invertebrados (Hawes e Peres, 2013; Fuzessy *et al.*, 2016; Martins-Oliveira *et al.*, 2020). Essas funções ecológicas desempenhadas por calitriquídeos contribuem para a restauração dos ecossistemas, principalmente de florestas secundárias (Cabral Rezende *et al.*, 2020). Este estudo contribui com informações sobre as populações de *M. emiliae* no

extremo sul da distribuição geográfica, onde a perda e fragmentação de habitat são intensos. Portanto, ressaltamos a necessidade de ampliar os estudos que busquem compreender o papel ecológico dessa espécie bem como sua contribuição para a manutenção dos ecossistemas na região de ecótono Amazônia – Cerrado. Destacamos, ainda, a importância da Área de Preservação permanente do entorno de reservatórios hidrelétricos, assim como seu monitoramento, bem como em os outros locais onde se confirma a presença dessas populações.

## Agradecimentos

Realizamos as coletas de dados durante o monitoramento de fauna terrestre no período de pré-enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Sinop (UHE-Sinop) pela empresa Sinop Energia/CES.

## Referências

- Andrade, R. P., Mourthe, I., Saccardi, V. e Hernández-Ruz, E. J. 2018. Eastern extension of the geographic range of *Mico emiliae*. *Acta Amazon.* 48: 257–260.
- Ávila-Pires, F. D. 1986. On the validity of and geographical distribution of *Callithrix argentata emiliae* Thomas, 1920 (Primates, Callithricidae). 319-322. Em: de Mello, M.T. (ed.). 2. *Sociedade Brasileira de Primatologia.* 530p.
- Batista, B. M. F., Sánchez, D. C. M., da Silva, J. V., Martinez, D. T. e Pasa, M. C. 2012. Revisão dos impactos ambientais gerados na fase de instalação das hidrelétricas: Uma análise da sub-bacia do Alto Juruena-MT. *Biodiversidade* 11.1: 69–85.
- Branch L. C. 1983. Seasonal and habitat differences in the abundance of primates in the Amazon (Tapajós) National Park, Brazil. *Primates.* 24(3): 424-31.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. e Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. *Oxford: Oxford University Press.*
- Buckland, S. T., Plumptre, A. J., Thomas, L. e Rexstad, E. A. 2010. Design and analysis of line transect surveys for primates. *Int. J. Primatol.* 31(5): 833–847.
- Cabral Rezende, G., Sobral-Souza, T. e Culot, L. 2020. Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. *Am. J. Primatol.* 82(12): e23202.
- Canale, G., Rylands, A. B. e Fialho, M. 2018. *Mico emiliae*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018.* <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T42691A17933668>. Acessado em 14 de setembro de 2020.
- Chiarello, A. G. e Melo, F.R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *Int. J. Primatol.* 22(3): 379–396.
- Costa-Araújo, R., Melo, F. R., Canale, G. R., Hernández-Rangel, S. M., Messias, M. R., Rossi, R. V., Silva, F. E., da Silva, M. N. F., Nash, S. D., Boubli, J. P., Farias, I.

- P. e Hrbek, T. 2019. The Munduruku marmoset: a new monkey species from southern Amazonia. *PeerJ* 25(7) e7019.
- Costa, L., Leite, Y., Mendes, S. e Ditchfield, A. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1(1): 103–112.
- Cullen Júnior, L. e Rudran, R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 169–179.
- da Silva Junior C. A., de Medeiros Costa G., Rossi F. S., do Vale J. C. E., de Lima R. B., Lima M., de Oliveira-Junior J. F., Teodoro P. E. e Santos R. C. 2019. Remote sensing for updating the boundaries between the Brazilian Cerrado-Amazonia biomes. *Environ. Sci. Policy*. 101: 383–92.
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Fiore, A. D., Anne-Isola, Nekaris, K., Nijman, V., Heymann, E. W., Lambert, J. E., Rovero, F., Barelli, C., Setchell, J. M., Gillespie, T. R., Mittermeier, R. A., Arregoitia, L.V., de Guinea, M., Gouveia, S., Dobrovolski, R., Shanee, S., Shanee, N., Boyle, S. A., Fuentes, A., MacKinnon, K. C., Amato, K. R., Meyer, A. L. S., Wich, S., Sussman, R. W., Pan, R., Kone, I e Li, B. 2017. 'Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter'. *Sci. Adv.* 3(1): e1600946.
- Fialho, A. S. e Canale, G. R. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Mico emiliae* (Thomas, 1920) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7215-mamiferos-mico-emiliae-sagui-desnethlage.html>
- Fuzessy, L. F., Cornelissen, T. G., Janson, C. e Silveira, F. A. O. 2016. How do primates affect seed germination? A meta-analysis of gut passage effects on neotropical plants. *Oikos* 125: 1069–1080.
- Garbino, G. S. T. 2011. The southernmost record of *Mico emiliae* (Thomas, 1920) for the State of Mato Grosso, Northern Brazil. *Neotrop. Primates* 18(2): 53–55.
- Gonçalves E. C., Ferrari S. F., Silva A., Coutinho P. E., Menezes E. V. and Schneider M. P. 2003. Effects of habitat fragmentation on the genetic variability of silvery marmosets, *Mico argentatus*. *Primates in Fragments*. 17–28. Springer, Boston, MA.
- Hawes, J. E. e Peres, C. A., 2013. Ecological correlates of trophic status and frugivory in Neotropical primates. *Oikos*. 123, 365–377, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00745.x>.
- IUCN.2020.IUCNRedListofThreatenedSpeciesv.2020-2. <http://www.iucnredlist.org/>. Acessado em 12 de setembro de 2020.
- Martins, M. A. N. e Silva, M. A. 2013. A Construção da barragem João Leite e os reflexos nas áreas de abrangência do reservatório. *IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Salvador/BA* 1-9.
- Martins-Oliveira, A. T., Bernardo, C. S. S., de Melo, F. R., Santos-Filho, M., Peres, C. A. e Canale, G. R. 2019. Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. *Mamm. Biol.* 96(1): 45–52.
- Martins-Oliveira, A.T., Canale, G.R., da Silva Nogueira, L.A., França, A.L., dos Santos, J.D.P. e Córdova, M.O. 2020. Estrutura e síndromes de dispersão da vegetação arbórea em floresta nativa e agrofloresta, na Amazônia Meridional. *Rev. Ciênc. Agrár.* 43(3): 352–362.
- McDonald, T. L., J. D. Carlisle. e McDonald, A. 2019. *Rdistance: distance-sampling analyses for density and abundance estimation*. R package version 2.1.3. [online] URL: <http://cran.r-project.org/package=Rdistance>
- Medeiros-Silva, G. M. D., Veríssimo, K. C. D. S. e Borstelmann de Oliveira, M. A. 2011. Orçamento das atividades diárias de dois grupos de *Callithrix jacchus* em área urbana. *Ver. Etol.* 10(2): 57–63.
- Mendes Pontes, A. R. 1999. Environmental determinants of primate abundance in Maracá Island, Roraima, Brazilian Amazônia. *J. Zool.* 247(2): 189–199.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Böger, I., Bennett, D., Choimes, A., Collen, B., Day, J., de Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseni, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, I., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., Mace, G. M., Scharlemann, J. P. W., e Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545): 45–50.
- Peres, C. A. e Cunha, A. A. 2011. Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transeção linear em florestas tropicais. Wildlife Technical Series, *Wildlife Conservation Society*, Brasil.
- Rylands, A. B. 1982. The Behaviour and ecology of three species of Marmosets and Tamarins (Callitrichidae, Primates) in Brazil. *Thesis* (PhD). University of Cambridge, Cambridge, 1982.
- Rylands, A. B., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R. A., Groves, C.d.P. e Rodrigues-Luna, E. 2000. An assessment of the diversity of New World primates. *Neotrop. Primates* 8(2): 1413–4703.
- Rylands, A. B., Russel, A. M., Coimbra-Filho, A. F., Heymann, E. W., Rorres, S. Silva Jr., J. S., Kierulff, C. M., Noronha, M. A. e Röhe F. 2008. Conservation International. Tropical Pocket Guide Series. ISBN 978-1-934151-20-4.
- Rylands, A. B., Heymann, E. W., Lynch Alfaro, J., Buckner, J. C., Roos, C., Matauschek, C., Boubli, J. P., Sampaio, R. e Mittermeier, R. A. 2016. Taxonomic review of the New World tamarins (Primates: Callitrichidae). *Zool. J. Linnean Soc.* 177(4): 1003–1028.
- Sampaio, R., Coutinho, T. A., Neto, A. M., Konrath, L., de Moraes, L. F. P. e de Castro Sena, A. E. 2017. Diversidade de primatas no sul do Amazonas: oportunidades para a gestão de unidades de conservação. Primates diversity in the south of the Amazon: opportunities for

- the protected area management. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (2): 71-84.
- Santana, B. E. M. M., Prado, M. R. D., Lessa, G., Rocha, E. C., e Melo, F. R. de. 2008. Density, population size, and abundance of primate populations in an Atlantic Forest in Minas Gerais, Brazil. *Ver. Arvore* 32(6): 1009–1117.
- Silva, F. E., Endo, W., dos Santos Junior, M. A., Sampaio, R., e Röhe, F. 2018. New insights into the distribution and conservation status of the Golden-White Tassel-Ear Marmoset *Mico chrysoleucos* (Primates, Callitrichidae). *Primates* 59(4): 347–353.
- Silva, M. A. F. da. A importância dos frutos na dieta de calitriquídeos e seu potencial como dispersores de sementes. 2015. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica - RJ.
- Simões, J. M, Melo, K. R, Mews, C. L, Ferreira, L. S, Henicka, T. S. e Palermo, P. R. A, 2016. Caracterização fitossociológica das tipologias da área de influência direta do reservatório da UHE Sinop. *Nativa* 4(1): 25–30.