

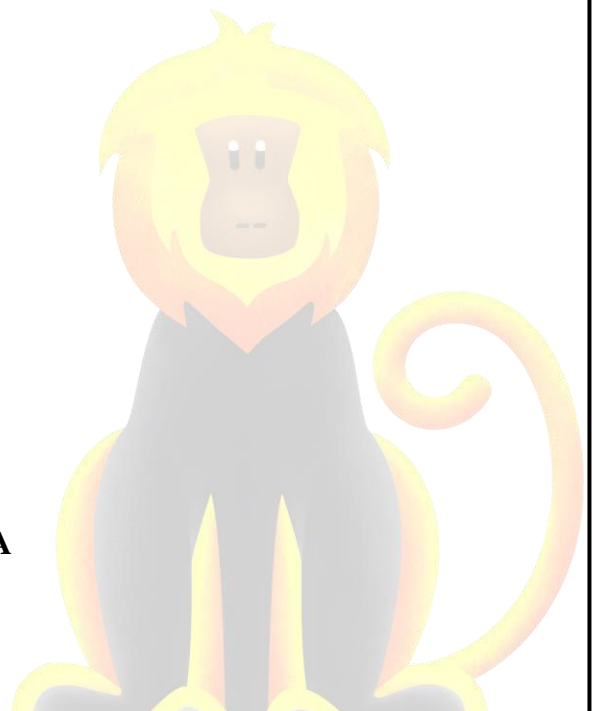


**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

**JOANISON VICENTE DOS SANTOS TEIXEIRA**

**LIMITES DE DISTRIBUIÇÃO, ESTIMATIVA POPULACIONAL E  
INFLUÊNCIA DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM NA  
OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-  
DOURADA - *Leontopithecus chrysomelas* (KUHLMAN, 1820) (PRIMATES,  
CALLITRICHIDAE)**

**ILHÉUS – BAHIA  
2022**



**JOANISON VICENTE DOS SANTOS TEIXEIRA**

LIMITES DE DISTRIBUIÇÃO, ESTIMATIVA POPULACIONAL E  
INFLUÊNCIA DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM NA OCORRÊNCIA  
DO AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA -  
*Leontopithecus chrysomelas* (KUHL, 1820) (PRIMATES,  
CALLITRICHIDAE)

Tese apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia e Conservação da  
Biodiversidade da Universidade Estadual de  
Santa Cruz, para a obtenção do Título de Doutor  
em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientador: Dr. Leonardo de C. Oliveira

**ILHÉUS – BAHIA**

**2022**

## FICHA CATALOGRÁFICA

T266 Teixeira, Joanison Vicente dos Santos.  
Limites de distribuição, estimativa populacional e influência dos atributos da paisagem na ocorrência do ameaçado mico-leão-da-cara-dourada -*Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae) / Joanison Vicente dos Santos Teixeira. – Ilhéus, BA: UESC, 2022.  
148 f. : il.

Orientador: Leonardo de C. Oliveira.  
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.  
Inclui referências e apêndices.

1. Primatas. 2. Mata Atlântica. 3. Habitat (Ecologia).  
4. Mico-leão. 5. Distribuição geográfica. I. Título.

CDD 599.8

JOANISON VICENTE DOS SANTOS TEIXEIRA

LIMITES DE DISTRIBUIÇÃO, ESTIMATIVA POPULACIONAL E INFLUÊNCIA  
DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM NA OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MICO-  
LEÃO-DA-CARA-DOURADA - *Leontopithecus chrysomelas* (KUHL, 1820)  
(PRIMATES, CALLITRICHIDAE)

**Comissão avaliadora:**

---

**Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira**  
Universidade do Estado do Rio de Janeiro  
(Orientador)

---

**Amely Branquinho Martins**  
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

---

**James M. Dietz**  
University of Maryland

---

**Anthony B. Rylands**  
Re:wild

---

**Martín Roberto Del Valle Alvarez**  
Universidade Estadual de Santa Cruz

**ILHÉUS – BAHIA**

**2022**

*Ao meu irmão Joadson (in memoriam), que sempre esteve ao meu lado e sempre acreditou e apoiou meus sonhos. Você sempre estará vivo em meu coração. Eternamente, te amo!*

## AGRADECIMENTOS

Desejo exprimir os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que, de alguma forma, permitiram que esta tese se concretizasse e que contribuíram para a conclusão de mais um passo importante em minha vida.

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) pela estrutura e oportunidade de cursar esse doutorado. À *Almada Mata Atlântica Project* (AMAP) e à *Rufford Small Grants for Nature Conservation* pelo apoio financiamento das atividades de campo e ao *Idea Wild*, pela concessão de equipamentos de campo.

Agradeço de forma especial ao meu AMIGO e ORIENTADOR, Dr. Leonardo Oliveira, pela parceria ao longo desses anos, pelos ensinamentos, pelo constante incentivo, por nunca ter duvidado da minha capacidade em desenvolver esta tese, mesmo sabendo dos desafios que iria enfrentar pela frente (*e só nós dois sabemos dos grandes desafios que passamos rsrs*). Nunca esquecerei das suas primeiras palavras em março de 2018 durante nosso primeiro almoço: “*você poderia trabalhar com mico-leão-da-cara-dourada comigo.*” Grato por essas palavras e por ter contribuído tanto em minha profissão quanto pesquisador.

A meu amigo e professor de campo, Jiomário Souza “*BILA*”, por ter me apresentado o mico-leão-da-cara-dourada, por ter me ensinado tanto sobre este fascinante primata e pela grande parceria durante toda a pesquisa de campo. Por sua admirável dedicação e pela simples troca de pronomes (sua por nossa) nesta frase: “*nossa pesquisa tá ficando massa Vicente*”. Esta simples substituição diz muito sobre seu mérito profissional e amor pelo que faz. Sem você este trabalho não seria possível. Obrigado meu amigo!

Ao meu amigo e eterno orientador Alexandre Schiavetti, por “abrir as portas” para o mundo da pesquisa, por sempre acreditar no meu trabalho e por ter me aconselhado a procurar Leo para ser orientador no doutorado.

A todos os proprietários das fazendas e comunidade local que me permitiram entrar em suas localidades para realizar as pesquisas, pela participação nas entrevistas, pelo acolhimento, pelo copo d’água, pelo cafezinho..., por todo caloroso acolhimento e por estarem dispostos a me ajudar no que fosse preciso.

A todos os professores do PPGECB, pelos ensinamentos e dedicação aos alunos, às secretárias Iky Anne Dias e Amábille Kruschewsky pela amizade, apoio e por executarem seu trabalho de forma tão eficiente.

A todos os pesquisadores que me ajudaram direta ou indiretamente com a construção desta tese, em especial, Romari Martinez, Juliana Almeida-Rocha, Milton Ribeiro, Becky Raboy, Fernando César, Mauricio Vancine, Albérico Quiroz.

Agradeço aos meus pais, Eliene e Raimundo, à minha madrastra, Luciene, a meu padrasto, Adilson e aos meus irmãos por todo apoio e incentivo, mesmo longe fisicamente. Ao meu namorado, noivo, amigo e companheiro de vida, Delivan “BUGA”, por me incentivar e admirar meu trabalho, pelo cuidado e amor todos os dias, mesmo nos momentos menos bons, o que me impulsiona e faz meus dias mais felizes. À minha filha, Majujinha (👶), por ter ficado ao meu lado no banquinho da sala (mesmo dormindo 95% das vezes) durante a escrita desta tese.

Aos membros da banca, pela boa vontade em aceitar o convite para participar da minha defesa, os quais contribuíram grandemente para a melhora do conteúdo desta tese.

Finalmente, mais uma vez, meus sinceros agradecimentos a TUDO e a TODOS que de alguma forma me ajudaram nesta fase do meu trabalho.

**Muito obrigado!**

**“Se os fatos não se encaixam na teoria, modifique os fatos.”**

Albert Einstein



## RESUMO

Os micos-leões, gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840, são pequenos primatas ameaçados de extinção representados por quatro espécies de distribuição alopátrica, todos endêmicos da Mata Atlântica brasileira: *L. rosalia* - mico-leão-dourado, *L. chrysomelas* - mico-leão-da-cara-dourada, *L. chrysopygus* - mico-leão-preto, e *L. caissara* - mico-leão-de-cara-preta. Os esforços e ações, fortemente fundamentados em pesquisa científica, destinados a salvar estas espécies da extinção marcaram o início da história da conservação de primatas no Brasil. Para compreender melhor os direcionamentos dados à pesquisa para conservação dos micos-leões, foram identificados, a partir de uma revisão sistemática, os estudos sobre estes primatas publicados até o ano de 2019 (**capítulo 1**). A revisão resultou em 254 estudos publicados por 84 periódicos. Os maiores esforços da pesquisa foram direcionados à *L. rosalia*, seguida por *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus*, e *L. caissara*. Recomenda-se intensificar as pesquisas para *L. chrysopygus*, e *L. caissara*, espécies com os menores números de estudos, mas em maiores riscos de extinção em razão de suas menores populações na natureza. Os estudos abordaram temas que foram previamente estabelecidos como prioridade de pesquisa em conservação para os micos-leões. Ainda assim, alguns temas específicos para *L. chrysomelas*, como estudos ecológicos e comportamentais em áreas de restinga e para *L. caissara*, como estudos sobre pressão de predação na região continental, ainda precisam ser explorados. O mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) ocorre em uma pequena região da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil. Levantamentos realizados entre os anos de 1991 e 1993 inferiram sua população entre 6.187 e 15.429 indivíduos sobrevivendo em uma área de 19.462 km<sup>2</sup>. No entanto, devido ao declínio contínuo de suas populações causado pela perda e degradação do habitat, essas estimativas não representam os parâmetros atuais de sua distribuição. Assim, a partir de um extenso levantamento de campo que amostrou as populações de *L. chrysomelas* entre 2018 e 2022, foram determinadas sua Extensão de Ocorrência, Área de Ocupação e Tamanho Populacional. Também foram avaliadas as tendências nos tamanhos de sua área de distribuição e de sua população ao longo do tempo. Para isso, foram recalculadas a Extensão de Ocorrência e Tamanho Populacional inferidos há 30 anos atrás para a espécie usando o mesmo método utilizado para calcular os parâmetros de sua distribuição atual (**capítulo 2**). A Extensão de Ocorrência de *L. chrysomelas* para o período entre 1991 e 1993 foi estimada em 22.700 km<sup>2</sup> e Tamanho Populacional entre 40.952 e 54.088 indivíduos. Sua Extensão de Ocorrência atual é de 13.215 km<sup>2</sup>, restrita ao estado da Bahia, e Tamanho Populacional entre 16.522 e 21.822 indivíduos. Portanto, houve uma redução de 42% na área de ocorrência de *L. chrysomelas* e um declínio de 60% no tamanho de sua população entre esses dois períodos (~30 anos). O habitat disponível para *L. chrysomelas* foi estimado em 395.450 ha, com 96% (378.600 ha) dessa área localizada na porção leste da sua distribuição e 4% (16.850 ha) na porção oeste. Apenas 8% (30.451 ha) do habitat está sob o regime de proteção integral de três Unidades de Conservação, todas localizadas na porção leste. Contidas em pequenos e isolados fragmentos altamente degradados, as populações ocidentais enfrentam um alto risco de serem extintas devido ao contínuo avanço da pecuária nesta região. Apesar de manter as maiores populações, a conversão, degradação e/ou simplificação das cabucas ao leste, têm reduzido a ocorrência e sobrevivência de *L. chrysomelas* nesta porção. Considerando que *L. chrysomelas* está inserido em uma paisagem altamente antropizada e heterogênea, foi avaliada influência dos atributos desta paisagem na sua ocorrência

**(capítulo 3).** De maneira geral, a probabilidade de ocorrência de *L. chrysomelas* diminui em paisagens com menor conectividade funcional, fragmentos ou cabruças com menor proporção de área-núcleo e em paisagens com diferentes classes de cobertura da terra. Além disto, sua probabilidade de ocorrência é maior em áreas de baixa altitude (< 400 m) localizadas próxima ao litoral, uma vez que os maiores e mais preservados fragmentos florestais e cabruças estão situados nesta região. A partir da análise conjunta dos resultados dos capítulos 2 e 3, constata-se que o estado de conservação de *L. chrysomelas* piorou em comparação com as últimas estimativas e suas populações futuras estão ameaçadas. Medidas intensas e imediatas, como criação de corredores ecológicos e restauração do hábitat, precisam ser fomentadas para proteger as populações ocidentais. Práticas de manejo ecologicamente viáveis nas cabruças, como a manutenção e o plantio de árvores de sombra de grande porte utilizadas como alimento ou abrigo por *L. chrysomelas* precisam ser adotadas para proteção das populações ao leste. Novas Unidades de Conservação de Proteção Integral e Reservas Particulares do Patrimônio Natural também são fundamentais para proteger maiores populações.

**Palavras-chave:** Micos-leões, Mata Atlântica, Fragmentação, Distribuição geográfica, Declínio populacional, Métricas da paisagem, Ocorrência.

## ABSTRACT

Lion tamarins, genus *Leontopithecus* Lesson, 1840, are small endangered primates represented by four species with allopatric distribution, all endemic to the Brazilian Atlantic forest: *L. rosalia* - golden lion tamarin, *L. chrysomelas* - golden-headed lion tamarin, *L. chrysopygus* - black lion tamarin, and *L. caissara* - black-faced lion tamarin. Efforts and actions, strongly based on scientific research, aimed at saving these species from extinction marked the beginning of the history of primate conservation in Brazil. To better understand the directions given to research for the conservation of lion tamarins, studies on these primates published up to the year 2019 were identified from a systematic review (**chapter 1**). The review resulted in 254 studies published by 84 journals. The greatest research efforts were directed at *L. rosalia*, followed by *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus*, and *L. caissara*. It is recommended to intensify research for *L. chrysopygus* and *L. caissara*, species with fewer studies, but at greater risk of extinction due to their smaller remaining populations. The studies addressed topics that were previously established as a conservation research priority for lion tamarins. Even so, some specific topics for *L. chrysomelas*, such as ecological and behavioral studies in restinga areas and for *L. caissara*, such as studies on predation pressure in the continental region, still need to be explored. The golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) occurs in a small region of the Atlantic forest in the south of the state of Bahia, Brazil. Surveys carried out between 1991 and 1993 inferred its population between 6,187 and 15,429 individuals surviving in an area of 19,462 km<sup>2</sup>. However, due to the continuous decline of their populations caused by habitat loss and degradation, these estimates do not represent the current parameters of their distribution. Thus, from an extensive field survey that sampled *L. chrysomelas* populations between 2018 and 2022, their Occurrence Extension, Area of Occupation and Population Size were determined. Trends in the sizes of its distribution area and population over time were also evaluated. For this, the Occurrence Extension and Population Size inferred 30 years ago for the species were recalculated using the same method used to calculate the parameters of its current distribution (**chapter 2**). The Occurrence Extension of *L. chrysomelas* for the period between 1991 and 1993 was estimated at 22,700 km<sup>2</sup> and Population Size between 40,952 and 54,088 individuals. Its current Occurrence Extension is 13,215 km<sup>2</sup>, restricted to the state of Bahia, and its Population Size is between 16,522 and 21,822 individuals. Therefore, there was a 42% reduction in the area of occurrence of *L. chrysomelas* and a 60% decline in its population size between these two periods (~30 years). The available habitat for *L. chrysomelas* was estimated at 395,450 ha, with 96% (378,600 ha) of this area located in the east portion of its range and 4% (16,850 ha) in the west portion. Only 8% (30,451 ha) of the habitat is under the integral protection regime of three Conservation Units, all located in the east portion. Contained in small and isolated highly degraded fragments, western populations face a high risk of becoming extinct due to the continuous advance of livestock in this region. Despite maintaining the largest populations, the conversion, degradation and/or simplification of cabucas to the east have reduced the occurrence and survival of *L. chrysomelas* in this portion. Considering that *L. chrysomelas* is inserted in a highly anthropized and heterogeneous landscape, the influence of the attributes of this landscape on its occurrence was evaluated (**chapter 3**). In general, the probability of occurrence of *L. chrysomelas* decreases in landscapes with lower functional

connectivity, fragments or cabruças with a lower core-area ratio and in landscapes with different land cover classes. In addition, its probability of occurrence is higher in low altitude areas (< 400 m) located close to the coast, since the largest and most preserved forest fragments and cabruças are located in this region. From the joint analysis of the results of chapters 2 and 3, it appears that the conservation status of *L. chrysomelas* has worsened compared to the latest estimates and its future populations are threatened. Intense and immediate measures, such as the creation of ecological corridors and habitat restoration, need to be promoted to protect western populations. Ecologically viable management practices in cabruças, such as the maintenance and planting of large shade trees used as food or shelter by *L. chrysomelas*, need to be adopted to protect populations to the east. New Full Protection Conservation Units and Private Natural Heritage Reserves are also essential to protect larger populations.

**Palavras-chave:** Lion tamarin; Atlantic forest; Fragmentation; Geographic distribution; Population decline; Landscape metrics; Occurrence.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	08
ABSTRACT.....	11
INTRODUÇÃO	
GERAL.....	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
<b>CAPÍTULO 1: SÍNTESE DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA DE INTERESSE À CONSERVAÇÃO DO GÊNERO <i>Leontopithecus</i> LESSON, 1840: O QUE JÁ SABEMOS E AONDE PRECISAMOS ALOCAR ESFORÇOS.....</b>	<b>24</b>
RESUMO.....	25
INTRODUÇÃO.....	26
MÉTODOS.....	28
RESULTADOS.....	31
DISCUSSÃO.....	36
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	40
LITERATURA CITADA.....	41
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	49
<b>CAPÍTULO 2: LIMITES DE DISTRIBUIÇÃO E ESTIMATIVA POPULACIONAL DO AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA – <i>Leontopithecus chrysomelas</i> (KUHL, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE).....</b>	<b>55</b>
RESUMO.....	56
INTRODUÇÃO.....	57
MATERIAIS E MÉTODOS.....	59
RESULTADOS.....	66
DISCUSSÃO.....	75
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	81
LITERATURA CITADA.....	83
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	91
<b>CAPÍTULO 3: EFEITO DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM EM MÚLTIPLAS ESCALAS NA OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA – <i>Leontopithecus chrysomelas</i> (KUHL, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE).....</b>	<b>115</b>
RESUMO.....	116
INTRODUÇÃO.....	117
MÉTODOS.....	120
RESULTADOS.....	126
DISCUSSÃO.....	131
IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO.....	134

REFERÊNCIAS.....	135
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	145
CONCLUSÕES GERAIS.....	147

## INTRODUÇÃO GERAL

Pertencente à família Callitrichidae, o gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840 é composto por pequenas espécies de primatas neotropicais conhecidas popularmente como “micos-leões”, assim caracterizados pela pelagem abundante, sedosa e proeminente ao redor da cabeça e pescoço, formando uma juba (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973; Kierulff *et al.*, 2002). Quatro espécies de distribuição alopátrica e endêmicas da Mata Atlântica brasileira são reconhecidas (Rylands, 2012): *Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766 (mico-leão-dourado), restrito aos remanescentes florestais de baixada do estado do Rio de Janeiro (Kierulff & Rylands, 2003); *Leontopithecus chrysomelas* Kuhl, 1820 (mico-leão-da-cara-dourada), com ocorrência em remanescentes florestais e áreas de cabruca (agroflorestas de cacau [*Theobroma cacao*] sombreado) no estado da Bahia (Pinto & Rylands, 1997); *Leontopithecus chrysopygus* Mikan, 1823 (mico-leão-preto), restrito aos remanescentes florestais na porção oeste do estado de São Paulo (Rylands *et al.*, 2002); e *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990 (mico-leão-de-cara-preta), nativo aos remanescentes florestais do litoral norte do estado do Paraná (Ilha de Superagui) e litoral sul do estado de São Paulo (Prado *et al.*, 2003). Todas as quatro espécies estão ameaçadas de extinção ‘*Endangered*’, tendo a perda e fragmentação do hábitat como principal ameaça às suas populações (Rylands *et al.*, 2002; MMA/ICMbio, 2022).

Os esforços para salvar os micos-leões da extinção desde a década de 60 marcaram o início da história da conservação de primatas no Brasil (Coimbra-Filho, 2004). A integração de pesquisadores e instituições nacionais e internacionais de diversas áreas de atuação para o planejamento e implementação de estratégias foi fundamental para reduzir o risco de extinção desses primatas (Rylands *et al.*, 2008). Dentre as ações e planejamento, foi criado um Comitê Internacional de Conservação e Manejo para cada espécie de micos-leões entre os anos de 1981 e 1992, posteriormente unificados em um único comitê para o gênero, em 1999 (Coimbra-Filho, 2004; Schwitzer *et al.*, 2015). Em 1990, esses comitês foram oficialmente reconhecidos pelo Governo Federal do Brasil como instâncias consultivas para orientar as decisões sobre pesquisa e manejo *in situ* e *ex situ* aplicados à conservação dessas espécies (Rylands *et al.*, 2008). Além disso, foi realizada uma oficina de trabalho para elaborar Análises de Viabilidade de Populações (PVA) no ano de 1990 e de dois seminários de Análises de

Viabilidade de Populações e de Hábitats (PHVA) nos anos de 1997 e 2005 (Ballou *et al.*, 1998; Holst *et al.*, 2006; Seal *et al.*, 1990), resultando em planejamentos estratégicos para a conservação de cada espécie de micos-leões, além de ações integradas (Coimbra-Filho, 2004; Jerusalinsky & Melo, 2018).

A redução do risco de extinção destes primatas a partir da implementação de ações e estratégias, fortemente fundamentadas em pesquisa científica de alta qualidade, é considerada mundialmente como um caso de sucesso na conservação de espécies ameaçadas de extinção (Kierulff *et al.*, 2012; Jerusalinsky & Melo, 2018). Porém, até o presente momento, não há na literatura estudos que analisem, sistematicamente, a produção científica produzida para esses primatas. Visando elucidar essa questão, o **Capítulo 1** desta tese consiste em uma revisão sistemática que analisa os direcionamentos dados à pesquisa científica para conservação das quatro espécies de micos-leões a partir dos estudos publicados em periódicos revisados por pares desde o início da história da conservação destes primatas até o ano de 2019. Esta revisão permitiu avaliar como têm sido distribuídos os esforços de pesquisa (por espécie, região geográfica e área do conhecimento); analisou se os estudos contemplaram as prioridades de pesquisas que foram previamente definidas (Ballou *et al.*, 1998; De Vleeschouwer *et al.*, 2011; Holst *et al.*, 2006; PAN MAMAC/ICMBio, 2016; PAN PPMA/ICMBio, 2018; Seal *et al.*, 1990); e identificou recomendações de pesquisas que ainda precisam ser melhor exploradas.

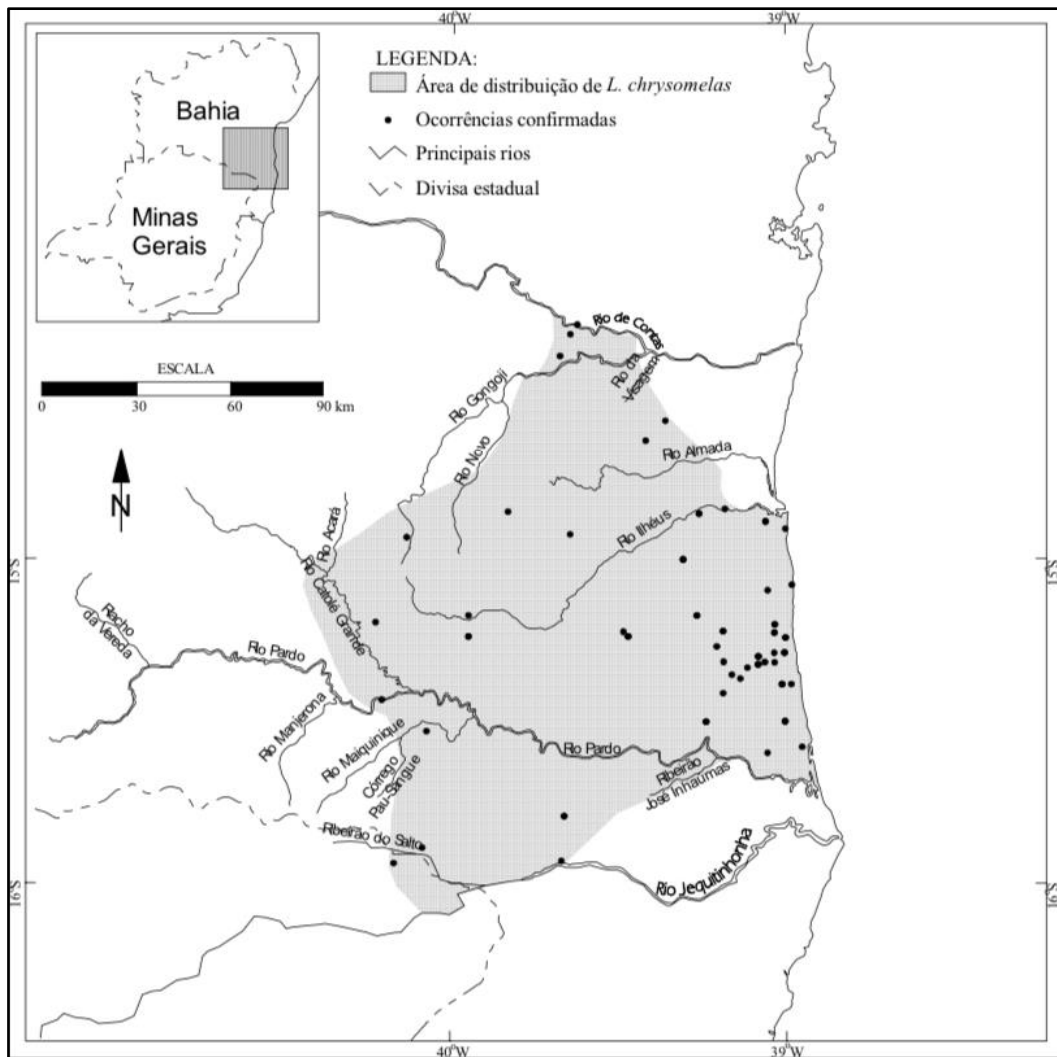
O início da história da conservação do mico-leão-da-cara-dourada (MLCD, *Leontopithecus chrysomelas*) iniciou entre os anos de 1969 e 1973, quando pesquisadores alertaram sobre o estado crítico da espécie e indicaram uma área com potencial para sua proteção na cidade de Una, Bahia (Coimbra-Filho, 1970), onde foi criada em 1980 a Reserva Biológica de Una - REBIO Una (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973, 1977). No entanto, apenas entre 1983 e 1984 a atenção internacional voltou-se para o MLCD, após a denúncia de que animais (entre 50 a 60 indivíduos) haviam sido exportados ilegalmente para a Europa (Bélgica e França), Japão e Guiana Francesa (Mallinson, 1984, 1986). Atualmente, esses animais fazem parte de um projeto de reprodução em cativeiro em diversas instituições brasileiras e internacionais, assegurando um importante estoque genético e demográfico para a conservação da espécie (Ballou *et al.*, 2002; Rylands *et al.*, 2008).

As primeiras informações sobre a distribuição geográfica da espécie foram obtidas pelo naturalista alemão Wied-Neuwied, que percorreu o litoral brasileiro entre



1815-1817 e estudou a flora, a fauna e as tribos indígenas (Wied-Neuwied, 1958). Wied-Neuwied forneceu os espécimes coletados do MLCD, que Heinrich Kuhl utilizou para descrevê-lo em 1820 como pertencente ao gênero *Leontopithecus* (Ávila-Pires, 1965). Com base nos exemplares coletados por Wied-Neuwied, a localidade-tipo do MLCD foi descrita e indicada como sendo o Rio Ilhéus (estado da Bahia) (Elliot, 1913; Napier, 1976). A partir de outros relatos de Wied-Neuwied, Hershkovitz (1977) restringiu a localidade-tipo da espécie ao Ribeirão das Minhocas, no alto Rio Ilhéus (Bahia). Durante a década de 70, Coimbra-Filho e Mittermeier realizaram as primeiras investigações sobre os limites de distribuição e estado de conservação das populações (Coimbra-Filho, 1970; Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973). Alguns dados de ocorrência também foram documentados pelo pesquisador Anthony Rylands em 1980, no primeiro estudo ecológico e comportamental realizado com a espécie na Estação Experimental Lemos Maia da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Una, Bahia (Rylands 1982, 1989).

Até o início da década de 80, as informações sobre a distribuição do MLCD eram esparsas e indicavam os seus limites de ocorrência entre o rio de Contas ao norte, rio Pardo ao sul, e às cabeceiras do rio Gongoji no limite oeste, área restrita ao estado da Bahia (Coimbra-Filho, 1970; Pinto & Rylands, 1997). Alguns anos depois, sua ocorrência foi registrada em novas localidades, incluindo áreas localizadas ao sul do baixo rio Pardo (Oliver & Santos, 1991; Santos *et al.*, 1987), revelando que sua distribuição era maior do que se havia suposto. Lima (1990) também reportou novas informações sobre a presença da espécie na região central de sua ocorrência. Devido à ausência de informações mais detalhadas sobre os limites de ocorrência e população remanescente, no ano de 1990, a oficina de PVA dos micos-leões recomendou como prioridade de pesquisa para o MLCD, o levantamento detalhado de suas populações, abordando três aspectos principais: distribuição geográfica, parâmetros populacionais (densidade populacional, tamanho de grupo e tamanho de território), e avaliação da situação ambiental de sua área de ocorrência (Seal *et al.*, 1990). Assim, um extensivo levantamento de campo realizado entre os anos de 1991 e 1993 estimou sua população entre 6.187 e 15.429 indivíduos sobrevivendo em uma área de 19.462 km<sup>2</sup>, abrangendo quase sua totalidade o sul do estado da Bahia (19.043 km<sup>2</sup>) e uma pequena região ao norte do estado de Minas Gerais (419 km<sup>2</sup>) (Figura 1) (Pinto & Rylands, 1997).



**Figura 1:** Distribuição geográfica histórica de *L. chrysomelas*. Distribuição estimada por Pinto & Rylands (1997) a partir de dados de ocorrência da espécie coletados entre os anos de 1991 e 1993.

Apesar da importância do estudo de Pinto e Rylands (1997) para melhor compreender os limites de distribuição, tamanho populacional e avaliar o estado de conservação do MLCD, estes parâmetros estão desatualizados devido ao declínio contínuo da sua população causado pela perda e degradação do habitat (Rosa *et al.*, 2021; Raboy *et al.*, 2010; Zeigler *et al.*, 2010). Foi observado uma redução no número de ocorrência da espécie em áreas previamente amostradas por Pinto e Rylands (1997), advertindo sobre um provável encolhimento de sua área de distribuição (Raboy *et al.*, 2010). Entre 1987 e 2007 houve uma perda de aproximadamente 13% do habitat viável do MLCD, sugerindo que seu *status* de conservação pode ter se agravado (Zeigler *et al.*, 2010). Visando elucidar melhor os parâmetros relacionados à distribuição do MLCD, o **Capítulo 2** objetivou determinar, a partir de um extenso levantamento de campo que amostrou suas populações, sua Extensão de Ocorrência, Área de Ocupação e Tamanho

Populacional. Este capítulo também permitiu avaliar as tendências nos tamanhos da área de distribuição e da população do MLCD ao longo do tempo.

O MLCD ocorre em distintos habitats, como cabruças, floresta primária e floresta secundária (áreas degradadas) em diferentes estágios de regeneração (Dietz *et al.*, 1996; Oliveira *et al.*, 2010; Raboy & Dietz, 2004). Além disso, está inserido em uma paisagem altamente antropizada e heterogênea (Raboy *et al.*, 2010; Zeigler *et al.*, 2010), onde a estrutura e composição dos habitats podem influenciar sua ocorrência. Fazer previsões acerca de quais atributos da paisagem afetam sua probabilidade de ocorrência, incluindo seus distintos habitats, é uma forma de propor generalizações sobre quais áreas devem ser priorizadas para conservação de suas populações. Assim, o **Capítulo 3** buscou avaliar como os atributos da paisagem, em diferentes escalas espaciais, afetam a probabilidade de ocorrência do MLCD em sua área de distribuição atual. Com base nos resultados deste capítulo, foram identificadas as métricas da paisagem que melhor explicaram a ocorrência do MLCD nos modelos preditivos.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Ávila-Pires, F.D. (1965) The type specimens of brazilian mammals collected by Prince Maximilian zu Wied. *American Museum Novitates*, 2209: 12-1.
- Ballou, J.D., Lacy, R.C., Kleiman, D.G., Rylands, A.B. & Ellis, S. (eds.). (1998) *Leontopithecus II: The Second Population and Habitat Viability Assessment for Lion Tamarins (Leontopithecus) 1997 Final Report*. Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN), Apple Valley, MN.
- Ballou, J.D., Kleiman, D.G., Mallinson, J.J.C., Rylands, A.B., Valladares-Padua, C. & Leus, K. (2002) History, management and conservation role of the captive lion tamarin populations. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). (2008). *Lion Tamarins: Biology and Conservation*, pp. 95 –114. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Coimbra-Filho, A.C. & Mittermeier, R.A. (1973) Distribution and Ecology of the Genus *Leontopithecus* Lesson, 1840 in Brazil. *Primates*, 14(1): 47-66.
- Coimbra-Filho, A.F. (1970) Considerações gerais e situação atual dos micos-leões-escuros, *Leontideus chrysomelas* (Kuhl, 1820) e *Leontideus chrysopygus* (Mikan, 1823) (Callitrichidae, Primates). *Revista Brasileira de Biologia*, 30, 249-268.
- Coimbra-Filho, A.F. (2004) Os primórdios da primatologia no Brasil. Em: Mendes, S.L. & Chiarello, A.G. (orgs). *A Primatologia no Brasil – volume 8*. Sociedade Brasileira de Primatologia.
- Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1972) Taxonomy of the genus *Leontopithecus* Lesson, 1840. In: D.D. Bridgwater (eds). *Saving the lion marmoset*. Wild Animal Propagation Trust, Wheeling, Virginia. pp.7-22.
- Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1973) Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* Lesson, 1840 in Brazil. *Primates*, 14, 47-66.

- Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (1977) Conservation of Brazilian lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). In: H.S.H Prince Rainier III of Monaco & Bourne, G.H. (eds). *Primate conservation*. Academic Press, New York.
- Dietz, J.M., de Sousa, S.N.F. & Billerbeck, R. (1996) Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Dodo, Journal of the Wildlife Preservation Trusts*, 32: 115-122.
- Hershkovitz, P. (1977) *Living new world monkeys, Part 1. (Platyrrhini), with an introduction to primates*. Vol.1. Chicago University Press, Chicago.
- Holst, B., Medici, E.P, Marino-Filho, O.J, Kleiman, D., Leus, K., Pissinatti, A., Vivekananda, G., Ballou, J.D., Traylor-Holzer, K., Raboy, B., Passos, F., Vleeschouwer, K. & Montenegro. M.M. (eds.). (2006) *Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.
- Jerusalinsky, J., & Melo, F. R. (2018) *Conservação de primatas no Brasil: perspectivas e desafios*. En: Urbani, B., Kowalewski, M., Cunha, R.G.T., de la Torre, S. & Cortés-Ortiz, L. (eds.). *La primatología en Latinoamérica 2 – A primatologia na America Latina 2. Tomo I Argentina-Colombia*. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas, Venezuela. Pp. 161-186.
- Kierulff, M.C.M & Rylands, A.B. (2003) Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, 59 (1): 29-44.
- Kierulff, M.C.M., Raboy, B.E., Oliveira, P.P., Miller, K., Passos, F.C. & Prado, F. (2002) Behavioral Ecology of Lion Tamarins. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. *Lion Tamarins, Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Kierulff, M.C.M, Ruiz-Miranda, C.R., Oliveira, P.P., Beck, B.B., Martins, A., Dietz, J.M., Rambaldi, D.M. & Baker, A.J. (2012) *The Golden lion tamarin Leontopithecus rosalia: a conservation success story*. *International Zoo Yearbook*-46(1):36-45.

- Lima, M.C. (1990) *Uma proposta para a conservação dos primatas da Mata Atlântica do sul da Bahia*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba - UFPB, João Pessoa, Paraíba.
- Lima, F.S., Silva, I.C., Martins, C.S. & Valladares-Padua, C. B. (2003) On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil. *Neotropical Primates*, 11(3):76-77.
- Lorini, M.L. & V.G. Persson. (1994) Status and field research on *Leontopithecus caissara*: The Black-faced Lion Tamarin Project. *Neotropical Primates*. 2(Suppl):52-55.
- Mallinson, J.J.C. (1984) Golden headed lion tamarin contraband a major conservation problem. *IUCN/SSC Primate Specialist Group Newsletter*, 4, 23-25.
- Mallinson, J.J.C. (1986) The Wildlife Preservation Trusts' (J.W.P.T./W.P.T.I.) support for the conservation of genus *Leontopithecus*. *Dodo, Journal of Jersey Wildlife Preservation Trust*, 23, 6-18.
- Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Wallis, J. & Cotton, A. (eds.). (2015) *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2014–2016*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA.
- MMA/ICMBio. (2022) Portaria n° 148, de 7 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria n° 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria n° 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria n° 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em 23 de junho de 2022.
- Oliveira, L.C., Hankerson, S.J., Dietz, J.M., & Raboy, B.E. (2010) Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation*, 13(1): 60-70. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00296.x>.

- Oliver, W.L.R. & Santos, I.B. (1991) Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of south-east Brazil. *Wildlife Preservation Trust Special Scientific Report*, 4:1-126.
- Pinto, L.P. de S. & Rylands, A.B. (1997) Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. *Folia Primatologica*. 68: 167-180.
- Prado, F., Valladares-Padua, C.B & Amaral, A.T. (2003) Levantamento populacional de mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Estado de São Paulo, Brasil. Teresópolis, RJ, *Livro de Resumos do III Simpósio sobre micos-leões*. Centro de Primatas IBAMA e Associação Mico-Leão-Dourado.
- Raboy, B.E., Neves, L. G., Zeigler, S., Saraiva, N. A., Cardoso, N., dos Santos, G. R. & Leimgruber, P. (2010) Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. *Biotropica*, 42(3), 388–397. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00595.x>.
- Raboy, B.E. & Dietz, J.M. (2004) Diet, foraging, and the use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology* 63: 1-15.
- Rosa, M.R., Brancalion, P.H.S., Tamosi, L.R., Piffer, P.R., Lenti, F.E.B., Hirota, M., Santiami, E. & Metzger, J.P. (2021) Hidden Destruction of Older Forests Threatens Brazil's Atlantic Forest and Challenges Restoration Programs. *Science Advances*, vol. 7 p. eabc4547. DOI: 10.1126/sciadv.abc4547.
- Rylands, A.B. (1982) The Behaviour and Ecology of Three Species of Marmosets and Tamarins (Callitrichidae, Primates) in Brazil. Unpublished Ph.D. Thesis, University of Cambridge, Cambridge.
- Rylands, A.B. (1989) Sympatric brazilian callitrichids: the black tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution*, 18, 679-695.

- Rylands, A.B. (2012) Taxonomy of the Neotropical Primates – database. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group, IUCN, Gland.
- Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M. & Pinto, L.P.S. (2002) Distribution and Status of Lion Tamarins, p.42-70. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). (2008) *Lion Tamarins: Biology and Conservation*. Washington & London: American Zoo, Aquarium Association. 2: 42-70.
- Rylands, A.B., Mallinson, J.J.C., Kleiman, D.G., Coimbra-Filho, A.F., Mittermeier, R.A., Câmara, I.G., Valladares-Padua, C.B. & Bampi, M.I. (2008) História da pesquisa e conservação do mico-leão Em: Kleiman, D.G. & AB Rylands, A.B. (eds.) *Micos-leões: biologia e conservação*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil. Pp. 23-68.
- Santos, I.B., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B. & Valle, C.M.C. (1987) The distribution and conservation status of primates in southern Bahia, Brazil. *Primate Conservation* (8): 126-142.
- Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Wallis, J. & Cotton, A. (eds.). (2015) *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2014–2016*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA.
- Seal, U.S., Ballou, J.D. & Valladares-Pádua, C.V. (eds.). (1990) *Leontopithecus population viability analysis workshop report*. Captive Breeding Specialist Group, World Conservation Union/Species Survival Commission. Minneapolis, Minnesota. Union/Species Survival Commission (IUCN/SSC) Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Apple Valley, MN.
- Wied-Neuwied, M. (1958) *Viagem ao Brasil*. Tradução de Edgar Sussekind de Mendonça & Flávio Poppe de Figueiredo. Refundida e anotada por Olivério Pinto. Cia Editota Nacional, São Paulo.
- Zeigler, S.L., Fagan, W.F., De Fries, R. & Raboy, B.E. (2010) Identifying Important Forest Patches for the Long-term Persistence of the Endangered Golden-Headed



Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). *Tropical Conservation Science*, 3 (1):63-77.

# CAPÍTULO 1

---

**SÍNTESE DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA DE INTERESSE À CONSERVAÇÃO  
DO GÊNERO *Leontopithecus* LESSON, 1840: O QUE JÁ SABEMOS E AONDE  
PRECISAMOS ALOCAR ESFORÇOS**

Manuscrito formatado para submissão ao periódico *Primate Conservation*

## **SÍNTESE DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA DE INTERESSE À CONSERVAÇÃO DO GÊNERO *Leontopithecus* LESSON, 1840: O QUE JÁ SABEMOS E AONDE PRECISAMOS ALOCAR ESFORÇOS**

### **Resumo**

Para compreender melhor os direcionamentos dados à pesquisa científica para conservação das quatro espécies de micos-leões (*L. rosalia*, *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus* e *L. caissara*) foram identificados, a partir de uma revisão sistemática, os estudos sobre estes primatas publicados até o ano de 2019. A revisão resultou em 254 estudos publicados por 84 periódicos, sendo 10 destes responsáveis por 52% das publicações (seis específicos à área de Primatologia). Os maiores esforços da pesquisa foram direcionados à *L. rosalia*, seguida por *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus*, e *L. caissara*. Recomenda-se intensificar as pesquisas para *L. chrysopygus*, e *L. caissara*, espécies com os menores números de estudos, mas em maiores riscos de extinção em razão de suas menores populações na natureza. Os estudos abordaram temas que foram previamente estabelecidos como prioridade de pesquisa em conservação para os micos-leões, como estudos ecológicos e comportamentais e caracterização genética das populações. Todavia, alguns temas específicos para *L. chrysomelas*, como estudos ecológicos e comportamentais em áreas de restinga e para *L. caissara*, como estudos sobre pressão de predação na região continental, ainda precisam ser explorados. As universidades públicas brasileiras têm destaque na realização dos estudos sobre micos-leões, seguidas pelas Organizações Não-Governamentais, que tem sido fundamental no desenvolvimento de pesquisas sobre estas espécies. Os resultados deste estudo contribuíram para identificar os avanços e as prioridades de pesquisas direcionadas ao gênero *Leontopithecus*. Com potencial para subsidiar no planejamento estratégico e melhor alocação dos esforços para conservação destes primatas ameaçados.

**Palavras-chave:** Callitrichidae, Micos-Leões, Revisão Sistemática, Artigos Científicos.

## Introdução

Pertencentes à família Callitrichidae, os micos-leões (MLs) - gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840 - são pequenos primatas ameaçados de extinção, representados por quatro espécies de distribuição alopátrica, todos endêmicos da Mata Atlântica brasileira (Kierulff *et al.* 2002; MMA/ICMBio, 2022; Rylands, 2012): o mico-leão-dourado (MLD) - *Leontopithecus rosalia*, descrito por Carl Linnaeus em 1766 e restrito aos remanescentes florestais de baixada do estado do Rio de Janeiro (Kierulff and Rylands, 2003); o mico-leão-da-cara-dourada (MLCD) - *Leontopithecus chrysomelas*, descrito por Heinrich Kuhl em 1820 e com ocorrência em remanescentes florestais e agroflorestas de cacau (*Theobroma cacao*) sombreado, localmente conhecidas como “cabruças” do estado da Bahia (Pinto and Rylands, 1997); o mico-leão-preto (MLP) - *Leontopithecus chrysopygus*, descrito por Johann Mikan em 1823 e com distribuição restrita aos remanescentes florestais na porção oeste do estado de São Paulo (Rylands *et al.* 2002); e o mico-leão-da-cara-preta (MLCP) - *Leontopithecus caissara*, descrito Lorini e Person em 1990 e nativo aos remanescentes florestais do litoral norte do estado do Paraná (Ilha de Superagui) e litoral sul do estado de São Paulo (Prado *et al.* 2003).

Os esforços para salvar os MLs da extinção marcaram o início da história da conservação de primatas no Brasil (Coimbra-Filho, 2004; Rylands *et al.* 2008). Estes primatas compartilham uma história similar em relação à perda e fragmentação de hábitat (Kierulff *et al.* 2002; Schwitzer *et al.* 2015), o que causou um declínio acentuado de suas populações silvestres (Rylands *et al.* 2002). Para o MLCP, existe um agravante devido ao isolamento de suas populações provocado pela construção do Canal do Varadouro em 1953 no estado do Paraná e que separou Superagui (agora uma ilha) do continente, provocando à desconexão do seu hábitat (Valladares-Padua *et al.* 2000; Nascimento *et al.* 2011). As pequenas populações do MLCP, restritas à ilha, encontram-se suscetíveis aos efeitos ecológico-evolutivos como perda de variabilidade genética, perda de heterozigosidade e depressão endogâmica (Martins *et al.* 2011; Nascimento and Schmidlin, 2011).

No início da década de 1960 foram realizados estudos e ações pioneiras focados na conservação do MLD (Coimbra-Filho, 2004; Jerusalinsky and Melo, 2018) que, posteriormente, foram implementadas e estendidas para suas espécies-congêneres, tais como: a criação e reconhecimento por parte do Governo Federal do Brasil do Comitê

Internacional de Conservação e Manejo (CICM) dos Micos-Leões como instâncias consultivas para orientar as decisões sobre pesquisa e manejo *in situ* e *ex situ* aplicados à conservação dessas espécies (Kleiman and Mallinson, 1998; Rylands *et al.* 2002); o estabelecimento de núcleos primatológicos-conservacionistas no Brasil, como o Centro de Primatas Brasileiros (CPB) - atualmente denominado Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros e coordenado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) - com foco na criação e implementação de políticas públicas, pesquisa para conservação e integração de atores, e no exterior, como o *Golden Lion Tamarin Conservation Program*, dedicado principalmente à criação e reprodução em cativeiro com fins de reintrodução (Kleiman and Mallinson, 1998; Rylands *et al.* 2002; Coimbra-Filho, 2004); a realização de uma oficina de trabalho para desenvolver Análises de Viabilidade de Populações (PVA) no ano de 1990 e de dois seminários de Análises de Viabilidade de Populações e de Hábitats (PHVA) nos anos de 1997 e 2005, a fim de planejar estratégias e ações de conservação integradas para as quatro espécies de ML (Seal *et al.* 1990; Ballou *et al.* 1998; Holst *et al.* 2006); a fundação de Organizações Não Governamentais (ONGs) brasileiras, como a Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) e o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) (Rambaldi *et al.* 2002); a inclusão das quatro espécies no *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (MMA/ICMBio, 2018), no *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC* (MMA/ICMBio, 2016) e no *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira – PAN PPMA* (MMA/ICMBio, 2018).

A redução do risco de extinção desses primatas, como a recuperação das populações de MLD, que chegaram a ter menos de 200 indivíduos na natureza (Rylands *et al.* 2002; Coimbra-Filho, 2004) e alcançaram 3.700 indivíduos (Ruiz-Miranda *et al.* 2019) antes do surto de febre amarela que eclodiu entre 2016 e 2018 e reduziu a população à 2.500 indivíduos (Dietz *et al.* 2019), é um caso de sucesso mundialmente conhecido sobre conservação de espécies ameaçadas e tornou-se um símbolo de luta pela conservação da diversidade biológica (Kierulff *et al.* 2012; Rylands and Mittermeier, 2014). A atuação de diversas instituições e pesquisadores através da produção de informações, fortemente fundamentado em pesquisas científicas, foi crucial para subsidiar as ações que contribuíram para a conservação das quatro espécies. Porém, até o presente momento, não há na literatura estudos que analisem, sistematicamente, a produção científica que acompanha a história da conservação desses primatas. É

importante que a comunidade científica tenha acesso a um panorama geral do conhecimento já produzido e publicado para os MLs, o que juntamente aos principais instrumentos que norteiam as prioridades de pesquisas para as quatro espécies, como os PHVAs, PAN MAMAC e PAN PPMA, possa subsidiar no planejamento estratégico das ações de conservação. Além de melhor elucidar as pesquisas já realizadas e as que precisam ser melhor exploradas para minimizar as ameaças e risco de extinção desses primatas.

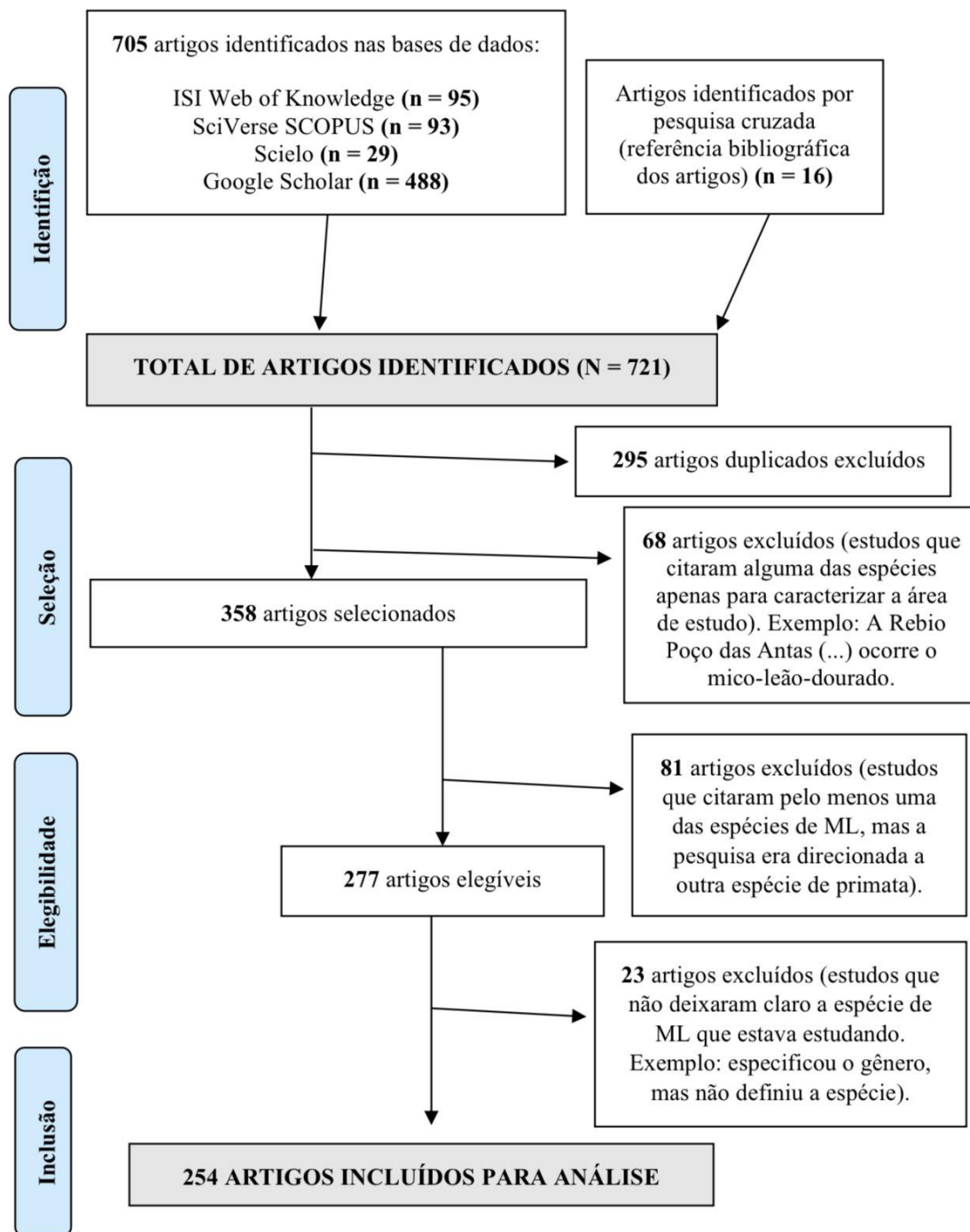
Posto isso, a partir da necessidade de compreender melhor o estado da arte das pesquisas referentes à conservação das quatro espécies que compõem o gênero *Leontopithecus*, foram identificados, a partir de uma revisão sistemática, os estudos com potencial interesse à conservação destes primatas publicados até o ano de 2019. Especificamente, esta revisão permitiu: 1) avaliar como têm sido distribuídos os esforços de pesquisa (por espécie, região geográfica e área do conhecimento); 2) identificar instituições envolvidas nas pesquisas e como estas estão espacialmente distribuídas no mundo; 3) analisar se os estudos têm contemplado as prioridades de pesquisas em conservação previamente definidas para as quatro espécies (Seal *et al.* 1990; Ballou *et al.* 1998; Holst *et al.* 2006; De Vleeschouwer *et al.* 2011; PAN MAMAC/ICMBio, 2016; PAN PPMA/ICMBio, 2018) (Apêndice S1); e 4) identificar se há recomendações de pesquisas que precisam ser exploradas.

## **Métodos**

Foi realizada uma revisão bibliográfica sistemática por artigos publicados em periódicos revisados por pares até o ano de 2019 cujo estudo incluiu pelo menos uma espécie do gênero *Leontopithecus*. As buscas foram realizadas em quatro bases de dados - *ISI Web of Knowledge* (WOK) ([www.isiwebknowledge.com](http://www.isiwebknowledge.com)); *SciVerse SCOPUS* ([www.scopus.com](http://www.scopus.com)); *Scielo* (<https://www.scielo.org/>) e *Google Scholar* (<https://scholar.google.com.br/>) - utilizando a seguinte combinação de termos: [(“*Leontopithecus rosalia*”) OR (“*Leontopithecus chrysomelas*”) OR (“*Leontopithecus chrysopygus*”) OR (“*Leontopithecus caissara*”)]. Essas bases de dados foram selecionadas por serem umas das mais abrangentes de periódicos revisados por pares (Santos, 2011; Packer *et al.* 2014; Elsevier, 2017). As palavras-chave foram pesquisadas em todos os tópicos das referências, exceto para a busca feita no WOK, onde a busca foi restrita ao título, resumo e palavras-chave. Durante a leitura e compilação dos dados,

foram realizadas buscas adicionais nas referências bibliográficas citadas pelos artigos e estas foram adicionadas ao conjunto de dados.

Um total de 721 publicações foram encontradas nas buscas iniciais. Um processo de triagem das publicações foi realizado e, após eliminação das duplicatas, foram selecionados apenas os artigos com informações úteis e que potencialmente podem ser utilizados para subsidiar as ações de conservação de pelo menos uma das espécies de MLs, como estudos de dispersão desses primatas em paisagens fragmentadas com o intuito de auxiliar na implantação de corredores ecológicos e caracterização genética das populações a fim de minimizar os efeitos da endogamia e redução da diversidade genética. Dessa forma, 254 artigos foram selecionados para extração de dados. Dois critérios foram ponderados para justificar que esta revisão incluísse apenas artigos publicados em periódicos, excluindo a literatura cinza (ou seja, dissertações, teses e relatórios não publicados): 1 - certificação do conhecimento, assegurando a credibilidade, a confiabilidade, qualidade e originalidade dos dados publicados (Jenal *et al.* 2012; Kelly *et al.* 2014; Starck, 2017) e, 2 - difusão do conhecimento, garantindo maior acesso e disseminação do conhecimento à comunidade (Serra *et al.* 2008). Os critérios e detalhes para inclusão e exclusão dos artigos foram documentados com base nos Principais Itens para Relatar Revisões sistemáticas e Meta-análises (PRISMA) (Moher *et al.* 2010) (Figura 1).



**Figura 1.** Fluxograma de todas as fases da revisão sistemática, de acordo com as diretrizes do PRISMA (à esquerda) e os respectivos critérios de exclusão (à direita) (Moher *et al.* 2010).

Foram extraídos os seguintes dados de cada estudo: 1) nome do primeiro autor; 2) nome do autor para correspondência; 3) tipo da instituição de afiliação dos autores para correspondência (universidade, agência governamental, zoológico, instituto de pesquisa e agência não governamental - ONGs); 4) nome da instituição de afiliação; 5) coordenadas geográficas da instituição de afiliação; 6) espécie(s) alvo; 7) tipo de



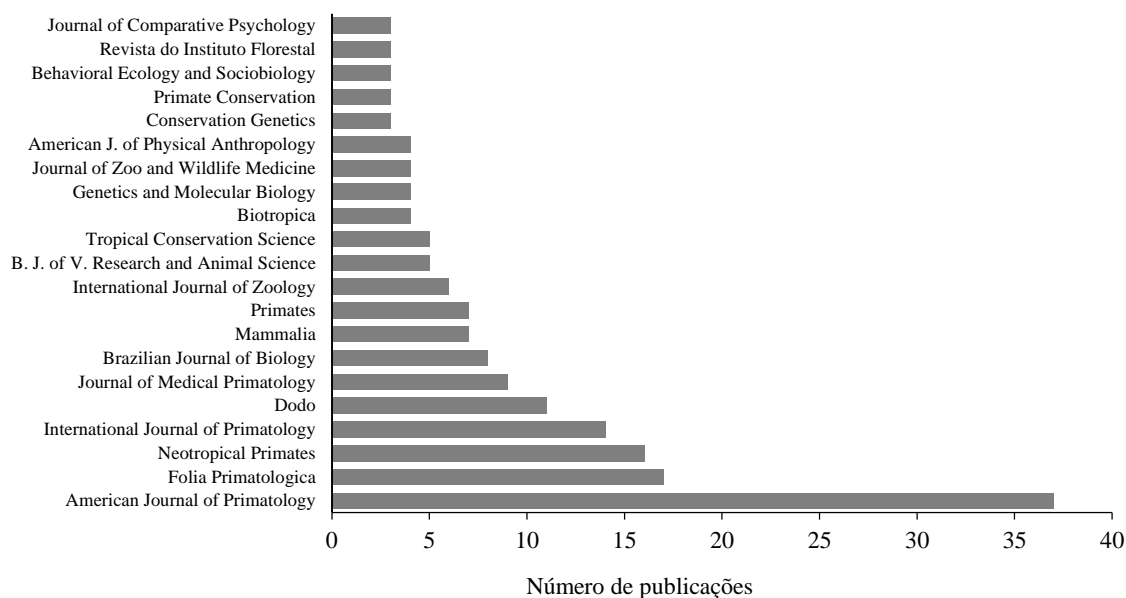
pesquisa (i.e. estudos *ex situ*, estudos *in situ*, estudos teóricos); 8) tema da pesquisa (ecologia das populações, zoologia, *status* da população/espécie, parasitologia, conservação aplicada, saúde, genética da conservação, modelagem de distribuição da espécie, e educação ambiental); 9) coordenadas geográficas da(s) área(s) de estudo; e 10) natureza da área de estudo (i.e. área protegida, zoológico/cativeiro, propriedade particular e área natural). Os detalhes sobre os critérios de inclusão dos estudos em cada categoria são apresentados no apêndice S2.

O primeiro autor é considerado o autor principal do artigo, responsável pela qualidade do texto publicado e que mais contribuiu intelectualmente para o estudo (Peter and Biagioli, 2003; Volpato, 2016). A principal função do autor correspondente é a comunicação com o periódico durante o processo de submissão do manuscrito (Volpato, 2016). Tradicionalmente, o primeiro autor assume a posição de autor para correspondência por ter maior responsabilidade pela produção científica (Salinero and Michalski, 2016; Duffy, 2017). Por isso, a filiação dos dois autores nos estudos (primeiro e correspondente) foram catalogadas. Quando não estava explícito no estudo o autor correspondente, considerou-se como sendo o primeiro autor. Quando um autor declarou mais de uma instituição de filiação, foi considerada apenas sua filiação principal (primeira instituição listada). Quando a localização das instituições e das áreas de estudo não estavam explícitas no texto, estas foram obtidas a partir do site institucional ou através do *Google Earth Pro 7.3.2* (Google Earth, 2020).

## Resultados

Entre os anos de 1965 e 2019 foram publicados 254 estudos de interesse à conservação do gênero *Leontopithecus*. Em média, cinco estudos publicados por ano (mediana = 3; moda = 1; variação = 1 - 18 estudos por ano), os quais foram publicados por 84 periódicos. Dez periódicos (seis restritos a estudos com primatas) se destacaram como veículo de publicação de 52% dos estudos, sendo estes (em ordem decrescente de contribuição): *American Journal of Primatology*, *Folia Primatologica*, *Neotropical Primates*, *International Journal of Primatology*, *Dodo Journal of the Wildlife Preservation Trusts*, *Journal of Medical Primatology*, *Brazilian Journal of Biology*, *Mammalia*, *Primates*, e *International Journal of Zoology* (Figura 2; Apêndice S3). Cerca de 90% dos estudos focaram exclusivamente no gênero *Leontopithecus*; 6% incluíram outras espécies de primatas; e 4% incluíram, além dos MLs, outros grupos de

vertebrados. Para os estudos que tiveram apenas os MLs como alvo das pesquisas, 78% foram direcionados a uma única espécie e 12% incluíram mais de uma espécie de ML. Especificamente para os estudos com uma única espécie do gênero *Leontopithecus*, há uma clara predominância das publicações dirigidas ao MLD, seguido por MLCD, MLP e MLCP (Tabela 1).



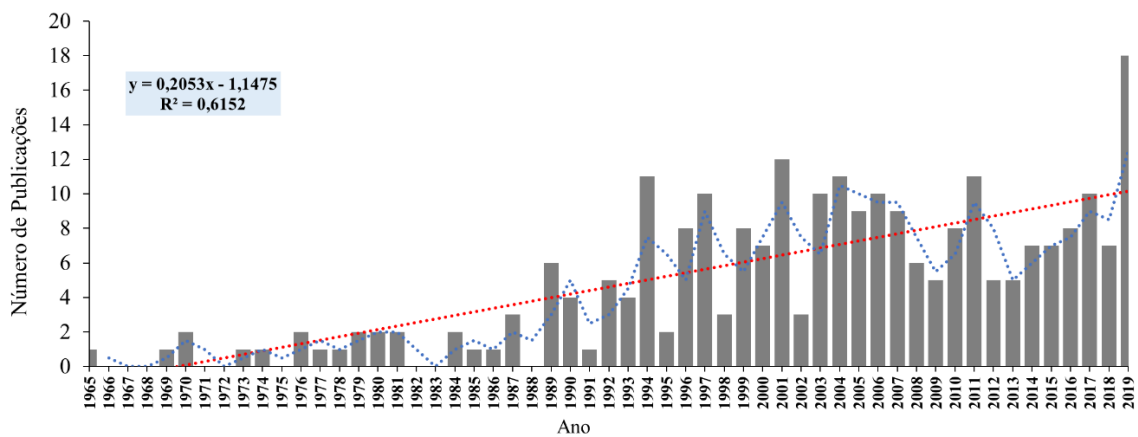
**Figura 2.** Periódicos que mais contribuíram como veículo de publicação dos estudos de interesse à conservação das quatro espécies de micos-leões (gênero *Leontopithecus*) entre os anos de 1965 e 2019.

**Tabela 1.** Número de estudos de interesse à conservação dos micos-leões (gênero *Leontopithecus*) publicados entre os anos de 1965 e 2019.

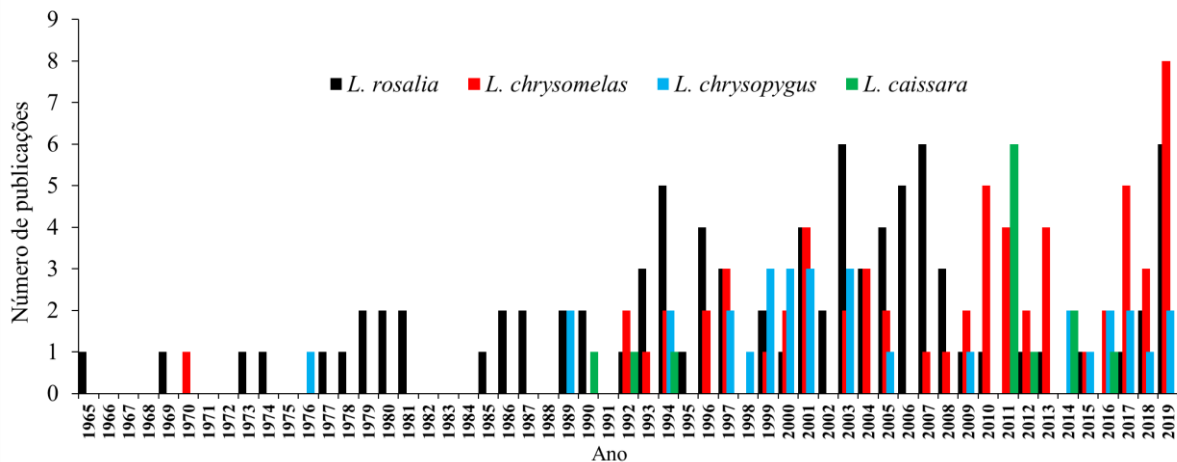
Espécie / Grupo focal	Publicação (n°)	Publicação (%)
<i>Leontopithecus rosalia</i>	90	35
<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	61	24
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	33	13
<i>Leontopithecus caissara</i>	14	6
Mais de uma espécie de mico-leão	31	12
Mico-leão + outro(s) primata(s)	15	6
Mico-leão + outro(s) vertebrado(s)	10	4
<b>TOTAL</b>	<b>254</b>	<b>100</b>

A primeira publicação dirigida aos MLs ocorreu em 1965, mas somente em 1992 o número de estudos começou a aumentar. A maior parte dos estudos (85%) concentra-se entre 1992 e 2019, período em que se registam publicações todos os anos, com destaque para os picos de estudos publicados em 2019 (n = 19), 2001 (n = 12), 2011 (n = 11) e 1994 (n = 11). Apesar das flutuações no número de publicações, há uma

tendência de crescimento desses estudos ao longo dos anos (Figura 3). Após o MLD, a segunda espécie de ML a ter um estudo publicado foi o MLCD, realizado em 1970, seguido pelo MLP, com sua primeira publicação em 1976, e o MLCP em 1990 (Figura 4). Dentre as quatro espécies, o MLD foi a única que não apresentou grande intervalo temporal ( $> 5$  anos) sem publicação após a primeiro estudo (ano de 1965). Enquanto isso, seus congêneres tiveram lacunas temporais sem publicação: o MLCP – entre 1965 e 1989 (25 anos) e 1995 e 2010 (16 anos); o MLCD – entre 1971 e 1990 (20 anos); e o MLP – entre 1977 e 1988 (12 anos) (Figura 4).



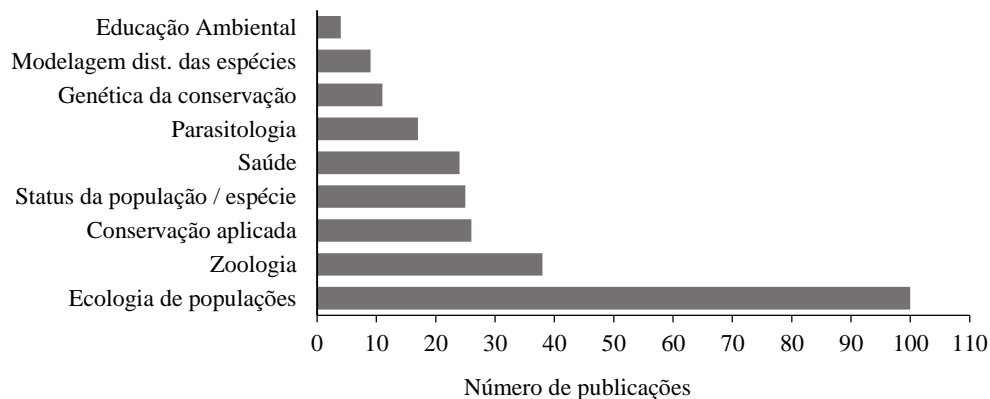
**Figura 3.** Tendência temporal dos estudos de interesse à conservação dos micos-leões (gênero *Leontopithecus*) publicados entre os anos de 1965 e 2019. A linha vermelha representa a tendência do modelo de regressão linear. A linha azul representa a flutuação das publicações ao longo dos anos.



**Figura 4.** Tendência temporal por espécie dos estudos de interesse à conservação dos micos-leões (gênero *Leontopithecus*) publicados entre os anos de 1965 e 2019.

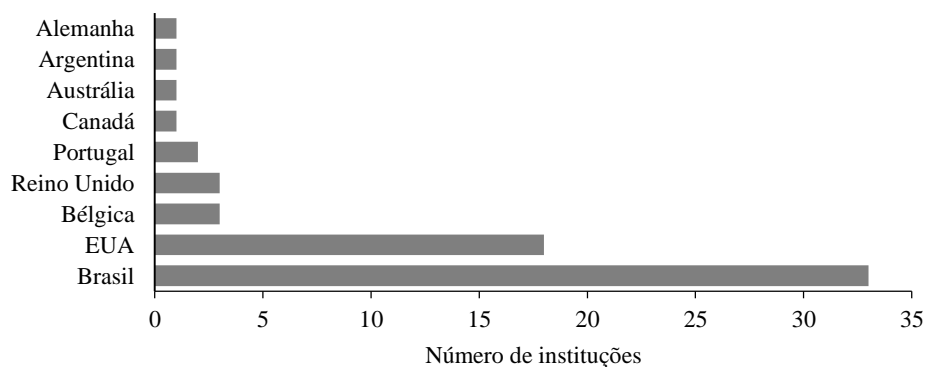
Em relação ao local de coleta de dados, 47% (n = 120) dos estudos tiveram seus dados coletados na área natural de ocorrência dos MLs (estudos *in situ*), sendo que 72% desses estudos foram exclusivos de dados coletados em Unidade de Conservação de Proteção Integral (UCPI), 15% em propriedade particular, e 13% foram provenientes de dados coletados tanto em UCPI e propriedade particular. Além disso, 35% (n = 90) dos estudos foram derivados de dados coletados fora do hábitat natural dos MLs (estudos *ex situ*), como zoológicos e cativoiro, e 15% (n = 38) foram estudos teóricos, sem coleta de dados em campo. Houveram estudos (3% / n = 6) que incluíram dados coletados tanto no habitat natural das espécies (UCPI e/ou propriedades particular) quanto fora do habitat natural (zoológico e/ou cativoiro). Especificamente para os estudos *ex situ* (n = 90), cerca de 22 instituições foram utilizadas como base para a coleta de dados (Apêndice S4), com maior ênfase nos estudos *ex situ* realizados no Centro de Primatologia do Rio de Janeiro (CPRJ) (33%), seguido pelo *Smithsonian National Zoological Park* (16%), e *Antwerp Zoo* (11%).

Quanto aos temas abordados, Ecologia de Populações (39%) e Zoologia (15%) foram os mais explorados, enquanto Educação Ambiental (2%) e Modelagem de Distribuição das Espécies (4%) foram os menos discutidos (Figura 5). Os temas abordados nos estudos têm contemplado as recomendações de pesquisas direcionadas à conservação dos MLs (Apêndice S1). Entretanto, tendo em consideração apenas os temas centrais abordados nas publicações levantadas nesta revisão, apenas o MLD e o MLP tiveram todas as recomendações e prioridades de pesquisas já contempladas. Para o MLCD, não foram encontrados estudos ecológicos e comportamentais em outros tipos de habitats, como áreas de restinga e florestas de altitude (> 550 m) e estudos que avaliam as interações entre o homem e o MLCD (estudos etnooptimatológicos). Para o MLCP, ausência de estudos sobre pressão de predação na região continental e de estudos sobre espécies invasoras (fauna e flora) na área de ocorrência do MLCP (Apêndice S1).



**Figura 5.** Temas abordados nos estudos de interesse à conservação dos micos-leões (gênero *Leontopithecus*) publicados entre os anos de 1965 e 2019.

Um total de 113 autores (primeiro autor e autor correspondente), filiados à pelo menos 63 instituições localizadas em nove países (aproximadamente 5% de todos os países do mundo) contribuíram na realização das publicações científicas (Apêndice S4). Cerca de 65% das instituições são universidades (81% públicas e 19% privadas), 15% agências governamentais; 14% ONGs; e 6% zoológicos. Representando metade das instituições envolvidas nos estudos, as instituições brasileiras lideram as pesquisas direcionadas à conservação dos MLs, seguidas por instituições norte-americanas (EUA) e belgas (Figura 6). Considerando apenas as instituições brasileiras, 72% estão na região Sudeste, 9% na região Sul, 9% na região Norte, 6% na região Nordeste, e 4% na região Centro-Oeste.



**Figura 6.** Número de instituições por país envolvidas nos estudos de interesse à conservação dos micos-leões (gênero *Leontopithecus*) publicados entre os anos de 1965 e 2019.

## Discussão

Os resultados apontados nesta pesquisa revelam uma tendência de crescimento da produção científica de interesse à conservação das quatro espécies de MLs ao longo dos anos. Isso reflete a luta histórica de pesquisadores e instituições para ampliar o conhecimento e evitar a extinção desses primatas (Rylands *et al.* 2008; Coimbra-Filho, 2004). A maioria dos estudos foram publicados por periódicos importantes da primatologia, como *American Journal of Primatology*, *Folia Primatologica* e *Neotropical Primates*, proporcionando reputação profissional e mundial ao conhecimento científico produzido para a conservação do gênero *Leontopithecus*. A publicação desses estudos em periódicos consagrados da Primatologia também certifica a qualidade, relevância e originalidade dessas pesquisas. Estudos estes norteados pelas recomendações de pesquisas previamente estabelecidas (Seal *et al.* 1990; Ballou *et al.* 1998; De Vleeschouwer *et al.* 2011; Holst *et al.* 2006; PAN MAMAC/ICMBio, 2016; PAN PPMA/ICMBio, 2018). Úteis para o subsídio de políticas públicas e planejamento estratégico em conservação desses primatas e que vem contribuindo na recuperação de suas populações e habitats.

O crescimento do número de estudos a partir de 1992 e concentração desses estudos (85%) entre 1992 e 2019 podem ser reflexo de uma maior integração de pesquisadores e instituições no planejamento e implementação de estratégias para a conservação dessas espécies. Especialmente após a criação (entre 1981 e 1992) e o reconhecimento pelo governo federal brasileiro (ano de 1992) do CICM dos MLs como órgãos consultivos para orientar as decisões sobre pesquisa e manejo *in situ* e *ex situ* aplicados à conservação dessas espécies (Rylands *et al.* 2002; Jerusalinsky and Melo, 2018). Os CICMs articularam uma série de iniciativas pioneiras para conservação de cada espécie de ML e seus habitats, dentre elas, uma oficina de PVA em 1990 e dois seminários de PHVA em 1997 e 2005, que estabeleceram prioridades e recomendações de pesquisas futuras para esses primatas (Seal *et al.* 1990; Ballou *et al.* 1998; Holst *et al.* 2006). Tais iniciativas certamente intensificaram as pesquisas e elevaram o número de estudos a partir da década de noventa.

Os resultados indicam uma diferença no número de publicações, lacunas temporais sem publicação (exceto para o MLD), além de diferenças nos picos de publicações para cada espécie ao longo do tempo de pesquisa. Diversas razões podem ter contribuído para que esse número seja contrastante como, descrição desses primatas

pela comunidade científica, início dos esforços dirigidos à conservação de suas populações, número de instituições/pesquisadores envolvidos nas pesquisas. A título de exemplo, há uma lacuna de pelo menos 170 anos entre a descrição do MLCP (*L. caissara* Lorini and Persson, 1990) como uma nova espécie pertencente ao gênero *Leontopithecus* e as outras três espécies de MLs – MLD (*L. rosalia* Linnaeus, 1766), MLCD (*L. chrysomelas* kuhl, 1820) e o MLP (*L. chrysopygus* Mikan, 1823). Quando os esforços de conservação do MLCP começaram em 1990, suas espécies-congêneres já eram símbolos da Mata Atlântica brasileira e alvo de diversos estudos implementados para conservar suas populações. As ações para conservação do MLD também têm a mais longa e maior destaque entre a fauna brasileira e serviram de modelo, em parte, de estudo para as outras três espécies de MLs (Coimbra-Filho, 2004; Kierulff *et al.* 2012), o que explica seu maior número de publicações.

Embora as quatro espécies de MLs estejam na mesma categoria de ameaça ‘*Endangered*’ (MMA/ICMBio, 2022), o MLCP e o MLP, com populacionais estimadas em, respectivamente, 400 e 1.400 indivíduos, estão em situação mais delicada do que o MLD e o MLCP, com tamanhos populacionais de 2.500 e 19.000, nesta ordem (Valladares-Padua *et al.* 2000; Nascimento *et al.* 2011; Dietz *et al.* 2019; Rezende *et al.* 2020; Teixeira, 2022). O estado de conservação do MLCP é ainda mais crítico porque sua pequena população está dividida em continental e insular desde a abertura do Canal do Varadouro em 1953 (Martins *et al.* 2011; Nascimento and Schmidlin, 2011). No entanto, MLCP e o MLP são as duas espécies com menor número de estudos publicados e maior período de tempo sem publicações. Mais investimentos em pesquisas para o MLCP e MLP são incentivados para proteger e recuperar seus habitats e populações.

O estabelecimento de UCPI foi uma estratégia fundamental para conservação dos MLs e para o desenvolvimento e avanço de novas pesquisas (Rylands *et al.* 2002; Ruiz-Miranda *et al.* 2008), potencialmente elevando o número de estudos *in situ*. Por outro lado, há poucos estudos provenientes de dados coletados em propriedades privadas e desprotegidas. Concentrar as pesquisas em poucas áreas, como estudos exclusivos em UCPI, podem direcionar de forma tendenciosa a compreensão de padrões comportamentais e biológicos dos primatas (Bezanson and McNamara, 2019) devido à baixa representatividade de habitat e de fatores de ameaça, por exemplo. Alterações ecológicas e comportamentais, causadas por diferenças nos habitats, já foram relatadas para os MLs e até mesmo entre populações de uma mesma espécie (Kierulff *et al.* 2002). A área de vida, a densidade populacional e quantidade de recursos utilizados

pelo MLCD se difere entre populações que ocorrem em cabucas e floresta, incluindo áreas protegidas e desprotegidas (Pinto and Rylands, 1997; Raboy and Dietz, 2004; Oliveira *et al.* 2010). Para a construção de um conhecimento mais holístico para os MLs, as pesquisas futuras devem incluir áreas com diferentes estados de conservação e habitats distintos, abrangendo áreas protegidas e propriedades privadas. Especialmente nos estudos ecológicos e comportamentais, temas mais abordados nas pesquisas ao longo da história da conservação das quatro espécies.

Não é surpreendente que os estudos *ex situ* também tenham destaque dentre as publicações. Diante do eminente risco de extinção do MLD na natureza em razão da severa destruição da Mata Atlântica brasileira, que reduziu sua população total a menos de 200 indivíduos na natureza (Rylands *et al.* 2002), instituições e pesquisadores impulsionaram seus estudos focados no manejo e reprodução do MLD em cativeiro para fins de reintrodução (Coimbra-Filho, 2004; Rylands *et al.* 2008). Como resultado, foram geradas recomendações de longo prazo para a pesquisa e manejo em cativeiro aplicadas às quatro espécies (Ballou *et al.* 2008), o que aumentou o número de estudos provenientes de dados coletados em cativeiro. Dentre as instituições, encontra-se o CPRJ e o *Smithsonian National Zoological Park*, pioneiras e referência mundial nas pesquisas focadas no manejo e reprodução dos MLs (Ballou and Sherr, 1996; Kleiman and Mallinson, 1998; Rylands *et al.* 2002).

Os temas abordados nas publicações certificam os esforços dedicados à conservação das quatro espécies de MLs, conforme as prioridades preestabelecidas (Seal *et al.* 1990; Ballou *et al.* 1998; Holst *et al.* 2006; De Vleeschouwer *et al.* 2011; PAN MAMAC/ICMBio, 2016; PAN PPMA/ICMBio, 2018). O MLD e o MLP tiveram todas as recomendações de pesquisas contempladas, enquanto, temáticas que haviam sido recomendadas para o MLCD e o MLCP ainda precisam ser exploradas. Para o MLCD, as pesquisas futuras devem priorizar os estudos ecológicos e comportamentais de longa duração em áreas de restinga e florestas de altitudes (> 550 m), além de estudos etnooptimatológicos. Para o MLCP, estudos sobre a pressão de predação na região continental de suas populações e estudos sobre espécies invasoras (fauna e flora) em sua área de ocorrência (PAN MAMAC/ICMBio, 2016; PAN PPMA/ICMBio, 2018).

O conjunto de iniciativas pioneiras para conservação dos MLs contou com o apoio de diversos pesquisadores e instituições em todo o mundo e de diversas áreas de atuação (Kierulff *et al.* 2012; Jerusalinsky and Melo, 2018). Nesse contexto, é evidente a notoriedade da comunidade científica brasileira frente às publicações e do mérito das



universidades públicas brasileiras que oportunizam estudantes e pesquisadores a desenvolverem seus estudos. Também deve se considerar à atuação das ONGs nas ações focadas na conservação dos MLs, que apoiam e realizam inúmeros projetos para conservação dos MLs e seus habitats. É necessário grande subsídio financeiro para manter os projetos de pesquisas com estes primatas e, na maioria das vezes, esses projetos são segurados pelos esforços de ONGs que “abrem as portas” e apoiam os estudantes de diversas universidades em suas pesquisas.

### **Considerações Finais**

A conservação dos MLs tem uma história de cerca de 60 anos, com maior fortalecimento e crescimento de pesquisas nos últimos 30 anos. Apesar do grande esforço dedicado a reduzir o risco de extinção das quatro espécies, o caminho para retirá-las da lista da fauna ameaçada é longo e complexo. Como eles enfrentam o maior risco de extinção devido ao menor tamanho populacional, recomenda-se maior atenção no desenvolvimento e avanço da pesquisa para a conservação do MLCP e MLP. Os temas abordados nas publicações demonstram um planejamento adequado e preocupação dos pesquisadores em abordar em suas pesquisas os temas previamente elaborados e necessários para garantir a conservação dos MLs. No entanto, as pesquisas futuras devem priorizar temas de relevante interesse que ainda não foram abordados ou que precisam ser melhor explorados para a conservação do MLCD e MLCP. Os resultados desta revisão são úteis para auxiliar no desenvolvimento de novas pesquisas através da identificação de lacunas de conhecimento que precisam ser exploradas para cada espécie de ML e temáticas que ainda carece de investigações. O conhecimento produzido para estas espécies também deve ser utilizado para planejar estrategicamente ações futuras. Essas informações devem chegar aos tomadores de decisões, que são as pessoas que pensam e implementam as políticas públicas de conservação no país.

## Literatura Citada

- Ballou, J. and A. Sherr. 1996. International studbook, golden lion tamarin. National Zoological Park, Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Ballou, J.D., Kleiman, D.G., Mallinson, J.J.C., Rylands, A.B., Valladares-Padua, C. and Leus, K. (2002) History, management and conservation role of the captive lion tamarin populations. In: Kleiman, D.G. and Rylands, A.B. (eds.). (2008). *Lion Tamarins: Biology and Conservation*, pp. 95–114. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Ballou, J.D., Lacy, R.C., Kleiman, D.G., Rylands, A.B. and Ellis, S. (eds.). 1998. *Leontopithecus II: The Second Population and Habitat Viability Assessment for Lion Tamarins (Leontopithecus) 1997 Final Report*. Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN), Apple Valley, MN.
- Bezanson, M. and Mc Namara, A. 2019. The what and where of primate field research may be failing. *Evolutionary Anthropology*. DOI: 10.1002/evan.21790.
- Coimbra-Filho, A.F. and Mittermeier, R.A. 1973. Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* Lesson, 1840 in Brazil. *Primates* (14): 47-66.
- Coimbra-Filho, A.F. and Mittermeier, R.A. 1977. Conservation of Brazilian lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). In: Prince Rainier III of Monaco, H.S.H and G.H. Bourne, G.H. (eds). (1977) *Primate conservation*. Academic Press, New York.
- Coimbra-Filho, A.F. 2004. Os primórdios da primatologia no Brasil. Em: Mendes, S.L. & Chiarello, A.G. orgs. A Primatologia no Brasil – volume 8. Sociedade Brasileira de Primatologia.
- De Vleeschouwer, K., Oliveira, L., Raboy, B. and Raghunathan, N. 2011. Golden-Headed Lion Tamarin Research in the 21ST Century: Recent Advances and Potential Areas of Future Research. *Neotrop. Primates*, 18(2):72-76.
- De Vleeschouwer, K.M. and Raboy, B.E. 2013. Multilevel and transdisciplinary approaches to understanding endangered primates in complex landscapes: golden-

headed lion tamarins in southern Bahia, Brazil. In: Marsh, L.K., Chapman, C.L. *Primates in fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer. 275-297.

Dietz, J.M., Hankerson, S.J., Alexandre, B.R., Henry, M.D., Martins, A.F., Ferraz, L.P. and Ruiz-Miranda, C.R. 2019. Yellow fever in Brazil threatens successful recovery of endangered golden lion tamarins. *Scientific Reports*, 9: 12926, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49199-6>.

Duffy, M.A. 2017. Last and corresponding authorship practices in ecology. *Ecology and Evolution* 7:8876–8887.

Elsevier. *What is Scopus*. 2017. Disponível em: <https://www.scopus.com/home.uri>. Acesso em 15 jul. 2019.

Google. *Google, Earth Pro 7.3.2*, 2020. Acesso em 30 de junho de 2020.

Holst, B., Medici, E.P, Marino-Filho, O.J, Kleiman, D., Leus, K., Pissinatti, A., Vivekananda, G., Ballou, J.D., Traylor-Holzer, K., Raboy, B., Passos, F., Vleeschouwer, K. and Montenegro. M.M. (eds.). 2006. *Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.

Jenal, S., Vituri, D. W., Ezaías, G. M, da Silva, L. A. and Caliri, M. H. L. 2017. O Processo de revisão por pares: uma revisão integrativa de literatura. *Acta Paul Enferm.* 25(5):802-8.

Jerusalinsky, J., and Melo, F. R. 2018. *Conservação de primatas no Brasil: perspectivas e desafios*. En: Urbani, B., Kowalewski, M., Cunha, R.G.T., de la Torre, S. & Cortés-Ortiz, L. (eds.). *La primatología en Latinoamérica 2 – A primatologia na America Latina 2. Tomo I Argentina-Colombia*. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas, Venezuela. Pp. 161-186.

Kelly J., Sadeghieh T., and Adeli, K. 2014. *Peer Review in Scientific Publications: Benefits, Critiques, & A Survival Guide*. *EJIFCC*, 2014;25(3):227-43.

- Kierulff, M.C.M and Rylands, A.B. 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, 59 (1): 29-44.
- Kierulff, M.C.M, Ruiz-Miranda C.R., Oliveira, P.P., Beck, B.B., Martins, A., Dietz, J.M., Rambaldi, D.M. and Baker, A.J. 2012. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. *International Zoo Yearbook* 46(1):36-45.
- Kierulff, M.C.M., Raboy, B.E., Oliveira, P.P., Miller, K., Passos, F.C. and Prado, F. 2002. Behavioral Ecology of Lion Tamarins. In: Kleiman, D.G. and Rylands, A.B. *Lion Tamarins, Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Kleiman D.G and A.B. Rylands (eds.). 2008. *Micos-leões: biologia e conservação*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil. 568 pp.
- Kleiman, D.G and Mallinson, J.J.C. 1998. *Recovery and Management Committees for Lion Tamarins: Partnerships in Conservation Planning and Implementation*. *Conservation Biology*, pag. 27–38 Volume 12, No. 1.
- Lorini, M.L. and Persson, V.G. 1994. Status and field research on *Leontopithecus caissara*: the Black-faced lion tamarin Project. *Neotropical Primates*, Washington, v.2 (suppl.), pp. 52-55.
- Lorini, M.L. and Persson, V.G. 1990. Nova espécie de *Leontopithecus* Lesson, 1840, do Sul do Brasil (Primates, Callitrichidae). *Nova Série Zoológica*. 338:1–13. Boletim do Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- Salinero, M.C. and Michalski, F. 2016. Implications of scientific collaboration networks on studies of aquatic vertebrates in the Brazilian Amazon, *PLoS One* 11 1–17, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158413>.
- Martins, M.M., Nascimento, A.T.A., Nali, C., Velastin, G.O., Mangini, P.B., Valladares-Padua, C.B. and Galetti, J.R. 2011. Genetic analysis reveals population structuring and bottleneck in the black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*). *Folia Primatologica* 82:197–211.

MMA / ICMBio. 2013. *Aplicação de Critérios e Categorias da UICN na Avaliação da Fauna Brasileira*. Versão 2.0. Coordenação de avaliação do estado de conservação da biodiversidade. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/especies\\_ameaçadas/publicacoes/2013\\_apostila\\_aplicacao\\_critérios\\_categorias\\_UICN\\_versao\\_2.0.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/especies_ameaçadas/publicacoes/2013_apostila_aplicacao_critérios_categorias_UICN_versao_2.0.pdf). Acesso em 04 de outubro de 2020.

MMA / ICMBio. 2016. *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central* (PAN MAMAC). Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-mamac/1-ciclo/pan-mamac-livro-1.pdf>. Acesso em 06 de novembro de 2020.

MMA / ICMBio. 2018. *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-da-coleira* (PAN PPMA). Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-primatas-e-preguica-da-ma/1-ciclo/pan-primatas-e-preguica-da-ma-sumario.pdf>. Acesso em 05 de junho de 2021.

MMA/ICMBio. 2022. Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da *Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção*. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em 23 de junho de 2022.

Moher, D., Liberati, A. Tetzlaff, J. and Altman, D.G. 2010. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *International Journal of Surgery* (8): 336-341. <https://doi.org/10.1016/j.ijsu.2010.02.007>.

Nascimento, A.T.A., Schmidlin, L.A.J, Valladares-Padua, C.B., Matushima, E.R. and Verdade, L.M. 2011. A Comparison of the home range sizes of mainland and island populations of black faced lion tamarins (*Leontopithecus caissara*) using different spatial analysis. *American Journal of Primatology* 73:1114–1126.

Oliveira, L.C., Hankerson, S.J., Dietz, J.M. and Raboy, B.E. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade cocoa management in

southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation*, 13(1), 60–70.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00296.x>.

Oliveira, L.C., Hankerson, S.J., Dietz, J.M., and Raboy, B.E. 2010. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade cocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation*, 13(1), 60–70.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00296.x>.

Oliveira, L.C., Neves, L.G., Raboy, B.E. and Dietz, J.M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management*, 48 (2): 248-262.

Packer, A.L., Cop, N. Luccisano, A. Ramalho, A. and Spinak, E. (orgs.). 2014. *SciELO 15 Anos de Acesso Aberto: um estudo analítico sobre Acesso Aberto e comunicação científica*. Paris: UNESCO, 2014, 188 p. ISBN 978-92- 3701-237-6.  
<http://dx.doi.org/10.7476/9789237012376>.

Peter, G. and Biagioli, M. (eds.). 2003. *Autoria Científica: Crédito e Propriedade Intelectual na Ciência*. Nova York: Routledge.

Pinto, L.P.S. and Rylands, A.B. 1997. Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. *Folia Primatologica*. 68: 167-180.

Prado, F., Valladares-Padua, C.B and Amaral, A.T.A. 2003. Levantamento populacional de mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Estado de São Paulo, Brasil. Teresópolis, RJ, *Livro de Resumos do III Simpósio sobre micos-leões*. Centro de Primatas IBAMA e Associação Mico-Leão-Dourado.

Raboy, B. and Dietz, J. 2004. Diet, foraging, and the use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology* 63: 1-15.

Raboy, B.E., Christman, M.C. and Dietz, J.M. 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). *Oryx*, 38 (1): 75-83.

- Raboy, B.E., Neves, L.G., Zeigler, S., Saraiva, N.A., Cardoso, N., dos Santos, G. R. and Leimgruber, P. 2010. Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. *Biotropica*, 42(3): 388–397. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00595.x>.
- Rambaldi, D.M., Kleiman, D.G., Mallinson, J.J.C., Dietz, L.A. and Padua, S.M. 2002. The role of nongovernmental organizations and the international committee for the conservation and management of *Leontopithecus* in lion tamarin conservation. In: Kleiman, D.G. and Rylands, A.B. (eds.). *Lion Tamarins: Biology and conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 71-94.
- Rezende, G.C., Sobral-Souza, T., and Culot, L. 2020. Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. *American Journal of Primatology*, e 23202.
- Ruiz-Miranda, C., Grativol, A.D. and Procopio-de-Oliveira, P. 2008. Introdução - A espécie e sua situação na paisagem fragmentada. In: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D. and Ruiz-Miranda, C.R. (Orgs.). *Conservação do Mico-Leão-Dourado: Enfrentando os Desafios de uma Paisagem Fragmentada*. ed 1a. Vol. 1, 6-13. Campos dos Goytacazes: Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF.
- Ruiz-Miranda, C. et al. 2019. Estimando o tamanho da população para avaliar o progresso na conservação de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) ameaçados de extinção. *PLOS One* 14: e0216664. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216664>.
- Rylands, A.B., Mallinson, J.J.C., Kleiman, D.G., Coimbra-Filho, A.F., Mittermeier, R.A., Câmara I.G., Valladares-Padua, C.B. and M.I. Bampi. 2008. História da pesquisa e conservação do mico-leão. In: Kleiman, D.G. and A.B. Rylands (eds.) *Micos-leões: biologia e conservação*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil. Pp. 23-68.
- Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M. and Pinto, L.P.S. 2002. Distribution and status of lion tamarins, p.42-70. In: Kleiman, D.G. and Rylands, A.B. (eds.). (2008). *Lion*

*Tamarins: Biology and Conservation*. Washington & London: American Zoo, Aquarium Association. 2: 42-70.

Rylands, A.B. and Mittermeier, R.A. 2014. Primate taxonomy: species and conservation. *Evolutionary Anthropology*, 23: 8-10.

Santos, G.C. 2011. *Fontes de Indexação para Periódicos Científicos*. Campinas: E-Color.

Schwitzer, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Wallis, J. and Cotton, A. (eds.). 2015. *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2014–2016*. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington, VA.

Seal, U.S., J.D. Ballou, and Valladares-Pádua, C.V. (eds.). 1990. *Leontopithecus population viability analysis workshop report*. Captive Breeding Specialist Group, World Conservation Union/Species Survival Commission. Minneapolis, Minnesota. Union/Species Survival Commission (IUCN/SSC) Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Apple Valley, MN.

Serra, F.A.R, Fiates, G.G. and Ferreira, M.P. 2008. Publicar é difícil ou faltam competências? O desafio de pesquisar e publicar em revistas científicas na visão de editores e revisores internacionais. *Revista de administração Mackenzie*. Volume 9, n. 4, edição especial, p. 32-55.

Starck, J. M. 2017. *Scientific Peer Review: Guidelines for Informative Peer Review*. New York: Springer.

Teixeira, J.V.S. 2022. Limites de distribuição, estimativa populacional e influência dos atributos da paisagem na ocorrência do ameaçado mico-leão-da-cara-dourada - *Leontopithecus chrysomelas* (kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC. Ilhéus, Bahia, Brasil.

Valladares-Padua, C., Ballou, J.D., Martins, C.S. and Cullen, L. Jr. 2002. Metapopulation management for the conservation of black lion tamarins. In: D.G.



Kleiman and A.B. Rylands (eds.), *Lion Tamarins Biology and Conservation*, 2002, Pgs. 301-314.

Valladares-Padua, C.B.; Prado, F. and Maia, R.G. 2000. Survey of new populations of black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*) in São Paulo and Paraná states. *Unpublished report*. Margot Marsh Biodiversity Foundation & IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas).

Volpato, G.L. 2016. Autoria científica: por que tanta polêmica? *Revista de Gestão e Secretariado*. GeSec, São Paulo, v. 7, n. 2, p 195-210.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Apêndice S1.** Recomendações de pesquisas previamente indicadas à conservação das quatro espécies de micos-leões (gênero *Leontopithecus*).

### Mico-leão-dourado – *Leontopithecus rosalia*

- Estudos sobre eficiência de diferentes métodos de amostragem populacional;
- Análise de paisagem em relação à capacidade de dispersão dos indivíduos;
- Comportamento de dispersão dos indivíduos em paisagens fragmentadas;
- Manejo da metapopulação e o reflorestamento das áreas ao longo de sua área de distribuição;
- Manejo integrado das unidades de conservação, incluindo as RPPN e florestas particulares;
- Atualização de dados de distribuição, limites de ocorrência e parâmetros populacionais;

### Mico-leão-da-cara-dourada – *Leontopithecus chrysomelas*

- Estudos sobre a ecologia, biologia, estado de saúde e genética das populações na porção oeste de sua distribuição;
- Estudos sobre a dispersão e sobrevivência da espécie em paisagens fragmentadas;
- Estudos comportamentais da espécie em outros habitats, como florestas de altitudes elevadas, restinga (dados coletados restritos em áreas de cabruca, principalmente à região de Ilhéus, com algumas informações nas regiões de Jussari, Camacã, Arataca e Una);
- Análise de impacto de ameaças (p. ex. perda de floresta e fragmentação e mudanças climáticas);
- Estudos sobre serviços ambientais (p. ex. dispersão de sementes);
- Pesquisas voltadas à educação ambiental, percepção e relação da comunidade com a espécie (p. ex. avaliar as percepções das comunidades em relação à espécie);
- Atualização de dados de distribuição, limites de ocorrência e parâmetros populacionais da espécie;
- Estudos comportamentais, biológicos, estado de saúde, diferenciação genética e, implicações para o manejo da população na porção oeste;
- Investigações sobre atributos da paisagem que influenciam a presença, ausência, demografia e padrão comportamental da espécie em cabruca e florestas;
- Estudos biológicos sobre a biologia da espécie em cabruca;
- Estudos focados em questões socioeconômicas e ambientais relacionadas à cabruca (por exemplo, esquemas de certificação);
- Estudos sobre a dispersão dos indivíduos em paisagens fragmentadas;
- Análise de Impacto de Ameaças;

---

**Mico-leão-preto** – *Leontopithecus chrysopygus*


---

- Análise do histórico, da configuração e qualidade do habitat;
  - Estudos sobre biologia reprodutiva (impacto de fatores ambientais e sociais);
  - Caracterização genética das subpopulações;
  - Caracterização sanitária (programa de medicina da conservação);
  - Novo PHVA e criar as condições para efetivamente poder seguir as recomendações para o manejo metapopulacional;
  - Manejo das populações isoladas como uma única, com migração controlada de indivíduos, além da implantação de corredores ligando as populações;
  - Expansão das áreas de florestas onde já existem micos-leões-pretos por meio de replantio e restauração do habitat;
  - Aumento do número de indivíduos na natureza por reintroduções e translocações;
  - Ações de educação ambiental e de envolvimento comunitário;
  - Atualização de dados de distribuição, limites de ocorrência e parâmetros populacionais da espécie;
  - Estudos mais abrangentes em relação à área de vida, e densidade populacional em diferentes Unidades de Conservação;
  - Manejo de metapopulação, reflorestamento a fim de aumentar a conectividade da paisagem;
- 

**Mico-leão-da-cara-preta** – *Leontopithecus caissara*


---

- Estudos sobre pressão de predação no continente;
  - Estudos sobre distribuição da espécie nas encostas e em outras áreas da região continental;
  - Estudos de fenologia associado à espécie;
  - Estudos sobre espécies invasoras de fauna e flora na área de ocorrência da espécie;
  - Estudos para futura conexão ilha-continente;
  - Translocação de espécimes entre a Ilha do Superagui e continente;
  - Atualização de dados de distribuição, limites de ocorrência e parâmetros populacionais;
  - Estudos genéticos das populações;
  - Estudos ecológicos e comportamentais da espécie;
- 

**Referências dos documentos consultados:**


---

Ballou, J.D., Lacy, R.C., Kleiman, D.G, Rylands, A.B. & Ellis, S. (eds.). (1998) *Leontopithecus II: The Second Population and Habitat Viability Assessment for Lion Tamarins (Leontopithecus) 1997 Final Report*. Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN), Apple Valley, MN.

De Vleeschouwer, K. *et al.* (2011). Golden-Headed Lion Tamarin Research in the 21<sup>ST</sup> Century: Recent Advances and Potential Areas of Future Research. *Neotropical Primates*, 18(2):72-76.

Holst, B., Medici, E.P, Marino-Filho, O.J, Kleiman, D., Leus, K., Pissinatti, A., Vivekananda, G., Ballou, J.D., Traylor-Holzer, K., Raboy, B., Passos, F., Vleeschouwer, K. & Montenegro, M.M. (eds.). (2006) *Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.

MMA / ICMBio. (2016) Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central (PAN MAMAC). Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-mamac/1-ciclo/pan-mamac-livro-1.pdf>. Acesso em 06 de novembro de 2020.

MMA / ICMBio. (2018) Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-da-coleira (PAN PPMA). Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-primatas-e-preguica-da-ma/1-ciclo/pan-primatas-e-preguica-da-ma-sumario.pdf>. Acesso em 05 de junho de 2021.

Seal, U.S., Ballou, J. D. & Valladares-Pádua, C.V. (eds.). (1990) *Leontopithecus population viability analysis workshop report*. Captive Breeding Specialist Group, World Conservation Union/Species Survival Commission. Minneapolis, Minnesota. Union/Species Survival Commission (IUCN/SSC) Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Apple Valley, MN.

---

**Apêndice S2.** Critérios de inclusão dos estudos de interesse à conservação das quatro espécies de micos-leões (gênero *Leontopithecus*).

<b>Tipos de pesquisa quanto aos procedimentos técnicos de coleta de dados:</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Estudos ex situ:</b> estudos realizados fora do habitat natural de ocorrência dos micos-leões (ex: cativo e zoológico);</li> <li>• <b>Estudos in situ:</b> estudos realizados no <i>habitat</i> natural de ocorrência dos micos-leões;</li> <li>• <b>Estudos teóricos:</b> estudos que não fez uso de pesquisa de campo para coleta de dados (ex.: revisões bibliográficas e estudos descritivos)</li> </ul>
<b>Temas dos estudos:</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Educação ambiental:</b> Estudos relacionados a educação ambiental sobre a conservação dos micos-leões e percepção dos projetos de conservação;</li> <li>• <b>Ecologia de populações:</b> estudos relacionados a ecologia e comportamento das espécies em seu habitat natural ou não, como uso do <i>habitat</i>, alimentação, predação, área de vida, cuidado parental e etc.</li> <li>• <b>Parasitologia:</b> estudos que investigam infecções parasitárias das populações no <i>habitat</i> natural ou em cativo;</li> <li>• <b>Saúde:</b> Estudos que investigam a sanidade, doenças e síndromes dos micos-leões e que não estão associados a infecção parasitária.</li> <li>• <b>Modelagem de Distribuição das Espécies:</b> Estudos de modelagem de distribuição da espécie; estudos de análise de risco de extinção ou a viabilidade populacional;</li> <li>• <b>Genética da conservação (ou populacional):</b> estudos de genética de populações, variabilidade genética e diferenciação genética;</li> <li>• <b>Zoologia:</b> Estudos que investigaram características relacionadas a biologia, reprodução e taxonomia dos micos-leões,</li> <li>• <b>Status da população / espécie:</b> Estudos que avaliaram ou reavaliaram o estado de conservação da espécie, explorando a extensão de ocorrência, área de ocupação e populações remanescentes. Descrição da espécie em áreas fora do seu limite atual de distribuição;</li> <li>• <b>Conservação Aplicada:</b> estudos relacionados a reintrodução, translocação e manejo das populações; estudos que associam estratégias políticas e conservação;</li> </ul>

**Apêndice S3:** Periódicos que contribuíram como veículo de publicação dos estudos de interesse à conservação das quatro espécies de micos-leões (gênero *Leontopithecus*) entre os anos de 1965 e 2019.

<b>Periódicos Científicos</b>	<b>Número de publicações</b>
<i>American Journal of Primatology</i>	37
<i>Folia Primatologica</i>	17
<i>Neotropical Primates</i>	16
<i>International Journal of Primatology</i>	14
<i>Dodo-Journal of the Wildlife Preservation Trusts</i>	11
<i>Journal of Medical Primatology</i>	9
<i>Brazilian Journal of Biology</i>	8
<i>Mammalia</i>	7
<i>Primates</i>	7
<i>International Journal of Zoology</i>	6
<i>Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science</i>	5
<i>Tropical Conservation Science</i>	5
<i>Biotropica</i>	4

<i>Genetics and Molecular Biology</i>	4
<i>Journal of Zoo and Wildlife Medicine</i>	4
<i>American Journal of Physical Anthropology</i>	4
<i>Conservation Genetics</i>	3
<i>Primate Conservation</i>	3
<i>Behavioral Ecology and Sociobiology</i>	3
<i>Journal of Comparative Psychology</i>	3
<i>Revista do Instituto Florestal</i>	3
<i>Oryx</i>	2
<i>Animal Welfare</i>	2
<i>Ethology</i>	2
<i>Hormones and Behavior</i>	2
<i>Journal of Human Evolution</i>	2
<i>Memórias do Instituto Oswaldo Cruz</i>	2
<i>Parasitology Research</i>	2
<i>Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo</i>	2
<i>Veterinary Parasitology</i>	2
<i>Wiley Interdisciplinary Reviews: climate change</i>	2
<i>Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia</i>	2
<i>Journal of Wildlife Diseases</i>	2
<i>Animal Behaviour</i>	2
<i>Conservation Biology</i>	2
<i>Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia</i>	2
<i>Journal of Mammalogy</i>	2
<i>Nature</i>	2
<i>Revista Brasileira de Ciência Veterinária</i>	2
<i>International Journal of Morphology</i>	1
<i>Journal of Mammalogy</i>	1
<i>Animal Conservation</i>	1
<i>Behavioral Ecology</i>	1
<i>Biodiversity and Conservation</i>	1
<i>Biology of Reproduction</i>	1
<i>Biota Neotropica</i>	1
<i>Brazilian Archives of Biology and Technology</i>	1
<i>Brazilian Journal of Microbiology</i>	1
<i>Journal of Veterinary Parasitology</i>	1
<i>Environmental Management</i>	1
<i>Frontiers in Ecology and Evolution</i>	1
<i>G3: Genes Genomes Genetics</i>	1
<i>Journal of Genetics</i>	1
<i>International Zoo Yearbook</i>	1
<i>Journal for Nature Conservation</i>	1
<i>Journal of Veterinary Diagnostic Investigation</i>	1
<i>Open Journal of Veterinary Medicine</i>	1
<i>Malaria Journal</i>	1
<i>Molecular Ecology Resources</i>	1
<i>Parasites &amp; Vectors</i>	1
<i>Primate Biology</i>	1
<i>Primates in Fragments</i>	1
<i>Journal of Zoo and Wildlife Medicine</i>	1
<i>The Plymouth Student Scientist</i>	1
<i>The Veterinary Journal</i>	1
<i>Verh.ber. Erkr. Zootiere</i>	1
<i>Brazilian Journal of Veterinary Pathology</i>	1
<i>Zoo Biology</i>	1
<i>Biological Conservation</i>	1
<i>Acta Tropica</i>	1
<i>EcoHealth</i>	1
<i>Écoscience</i>	1
<i>Behaviour</i>	1
<i>Regional Environmental Change</i>	1

<i>The Journal of Environmental Education</i>	1
<i>Diversity</i>	1
<i>Journal of Reproduction and Fertility</i>	1
<i>Revista do Instituto Florestal</i>	1
<i>Plos One</i>	1
<i>Studies on Neotropical Fauna and Environment</i>	1
<i>Viroses</i>	1
<i>Medical Mycology</i>	1
<i>Academia Brasileira de Ciências</i>	1
<i>International Zoo Yearbook</i>	1
<i>Boletim do Museu Nacional, Nova Série Zoológica</i>	1

---

**Apêndice S4.** Lista com nome completo; siglas; número de publicações por instituição; coordenadas geográficas; cidade; país e respectivas categorias das 63 instituições dos autores envolvidos nos 254 estudos de interesse à conservação dos micos-leões (gênero *Leontopithecus*) publicados entre os anos de 1965 e 2019.

<b>INSTITUIÇÃO</b>	<b>Sigla</b>	<b>Publicação</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Cidade</b>	<b>País</b>	<b>Categoria</b>
University of Maryland	UMD	29	38°59'12.91"N	76°56'33.20"O	College Park	EUA	Internacional
Smithsonian Institution	SI	22	38°53'09.58"N	77°01'16.61"O	Washington	EUA	Internacional
C. de Primatologia do Rio de Janeiro	CPRJ	15	22°29'18.28"S	42°54'48.43"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Universidade de São Paulo	USP	13	23°33'41.04"S	46°43'50.84"O	São Paulo	Brasil	Nacional
Zoológico da Antuérpia	ZOO Antwerpen	12	51°12'58.83"N	4°25'24.75"L	Antuérpia	Bélgica	Internacional
Universidade Federal Fluminense	UFF	10	22°53'52.90"S	43°07'31.61"O	Niterói	Brasil	Nacional
Universidade Federal de Minas Gerais	UFMG	10	19°52'08.72"S	43°57'58.98"O	Belo Horizonte	Brasil	Nacional
Instituto de Pesquisas Ecológicas	IPE	10	22°51'51.43"S	49°16'03.96"O	São Paulo	Brasil	Nacional
Fundação Oswaldo Cruz	Fiocruz	8	22°52'32.53"S	43°14'34.72"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Durrell Wildlife Conservation Trust	DWCT	7	49°13'41.43"N	2°04'30.99"O	Jersey	Inglaterra	Internacional
Universidade Federal de São Carlos	UFSCar	6	21°59'01.87"S	47°52'53.53"O	São Carlos	Brasil	Nacional
Universidade do Grande Rio	Unigranrio	6	22°47'20.39"S	43°18'21.07"O	Duque de Caxias	Brasil	Nacional
Universidade Est. do Rio de Janeiro	UERJ	6	22°54'40.14"S	43°14'09.61"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
University of Nebraska	UNEB	6	40°58'46.76"N	97°33'21.85"O	Lincoln	EUA	Internacional
University of New Mexico	UNM	5	35°05'03.55"N	106°37'11.21"O	Albuquerque	EUA	Internacional
Universidade Estadual de Santa Cruz	UESC	4	14°47'52.86"S	39°10'20.04"O	Ilhéus	Brasil	Nacional
Universidade Federal do Paraná	UFPR	4	25°25'36.87"S	49°15'42.36"O	Curitiba	Brasil	Nacional
Universidade de Brasília	UnB	4	15°45'47.37"S	47°52'14.27"O	Brasília	Brasil	Nacional
Universidade F. do Rio de Janeiro	UFRJ	4	22°57'14.91"S	43°10'31.31"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Universidade Estadual de Campinas	Unicamp	3	22°49'06.38"S	47°03'52.99"O	Campinas	Brasil	Nacional
Inst. Florestal do Estado de São Paulo	IF	3	23°40'24.49"S	48°00'54.16"O	São Paulo	Brasil	Nacional
Universidade Federal do Pará	UFPA	3	1°28'27.83"S	48°27'11.60"O	Belém	Brasil	Nacional
Universidade Estadual Paulista	UNESP	3	23°32'52.45"S	46°38'27.41"O	São Paulo	Brasil	Nacional
Universidade Paulista	UNIP	3	16°43'09.57"S	49°14'13.59"O	São Paulo	Brasil	Nacional
University of Toronto	UOFT	3	43°39'46.41"N	79°23'44.36"O	Toronto	Canadá	Internacional
Zoológico de Atlanta	ZOO Atlanta	3	33°44'02.75"N	84°22'20.16"O	Antuérpia	Bélgica	Internacional
Inst. Nacional de Pesquisas da Amazônia	INPA	2	3°05'40.42"S	59°59'21.31"O	Manaus	Brasil	Nacional
Universidade Federal do Espírito Santo	UFES	2	20°16'35.85"S	40°18'13.24"O	Vitória	Brasil	Nacional
Universidade Federal do Piauí	UFPI	2	9°05'04.23"S	44°19'37.12"O	Bom Jesus	Brasil	Nacional
Universidade Federal da Paraíba	UFPB	2	7°08'14.53"S	34°50'43.99"O	Curitiba	Brasil	Nacional
Fordham University	FU	2	40°51'43.35"N	73°53'08.52"O	Nova York	EUA	Internacional

University of Florida	UF	2	29°38'37.08"N	82°21'17.75"O	Gainesville	EUA	Internacional
Associação Mico-Leão-Dourado	AMLD	2	22°30'10.59"S	42°16'04.62"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Universidade F. do Est. do Rio de Janeiro	Unirio	2	22°57'06.80"S	43°11'05.69"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Bucknell University	BU	1	40°57'17.18"N	76°53'06.27"O	Lewisburg	EUA	Internacional
Duke University	DU	1	36°00'22.06"N	78°55'04.24"O	Durham	EUA	Internacional
Griffith University	GU	1	27°33'13.94"S	153°03'13.29"L	Brisbane	Austrália	Internacional
Inst. da Cons. da Natureza e das Florestas	ICNF	1	38°44'08.99"N	9°08'41.96"O	Lisboa	Portugal	Internacional
Instituto Nacional de Câncer	INCA	1	22°54'44.56"S	43°11'18.89"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Inst. de Desenvol. Sustentável Mamirauá	IDSMS	1	3°21'19.05"S	64°43'52.15"O	Belém	Brasil	Nacional
L. S. of Hygiene & Tropical Medicine	LSHTM	1	51°31'15.24"N	0°07'49.01"O	Londres	Inglaterra	Internacional
Oklahoma State University	OSU	1	36°07'24.46"N	97°04'52.61"O	Stillwater	EUA	Internacional
U. Federal do Rio Grande do Sul	UFRGS	1	30°02'00.95"S	51°13'11.42"O	Porto Alegre	Brasil	Nacional
Centro Universitário Serra dos Órgãos	UNIFESO	1	22°26'01.90"S	42°58'45.04"O	Teresópolis	Brasil	Nacional
Universidad de Buenos Aires	UBA	1	34°35'56.62"S	58°23'08.54"O	Buenos Aires	Argentina	Internacional
Universidade Estácio de Sá	UNESA	1	22°55'09.72"S	43°40'45.44"O	Rio de Janeiro	Brasil	Nacional
Cornell University	CU	1	42°27'12.42"N	76°28'24.61"O	Ithaca	EUA	Internacional
University of Illinois at Chicago	UIC	1	41°52'15.07"N	87°38'55.66"O	Chicago	EUA	Internacional
University of Northern Iowa	UNI	1	42°30'48.20"N	92°27'43.21"O	Cedar Falls	EUA	Internacional
University of Plymouth	UPLY	1	50°22'34.27"N	4°08'22.17"O	Plymouth	EUA	Internacional
University of St Andrews	St Andrews	1	56°20'30.10"N	2°47'33.91"O	St. Andrews	Reino	Internacional
University of Oxford	Oxon	1	51°45'17.34"N	1°15'15.72"O	Oxford	Inglaterra	Internacional
University of New Orleans	UNO	1	41°15'29.24"N	96°00'38.56"O	New Orleans	EUA	Internacional
Utica Zoological Gardens	Utica Zoo	1	43°04'55.44"N	75°14'42.65"O	Utica	EUA	Internacional
Wildlife Conservation Society	WCS	1	45°31'12.10"N	122°40'47.19"O	New York	EUA	Internacional
Fun. Parque Zoológico de São Paulo	FPZSP	1	23°34'43.98"S	47°32'19.62"O	São Paulo	Brasil	Nacional
Universidade de Santo Amaro	UNISA	1	23°28'08.79"S	47°29'13.59"O	São Paulo	Brasil	Nacional
Universidade de Porto	U.Porto	1	38°43'45.68"N	9°09'58.19"O	Lisboa	Portugal	Internacional
University of Liege	ULG	1	50°34'59'09"N	5°33'32.63"N	Liège	Bélgica	Internacional
University of Zurich	UZH	1	47°22'27.57"N	8°33'03.53"L	Zurich	EUA	Internacional
Universidade de Heidelberg	UH	1	49°25'08.90"N	8°40'12.90"L	Heidelberg	Alemanha	Internacional
Yale University	YU	1	41°18'58.77"N	72°55'20.44"O	New Haven	EUA	Internacional

# CAPÍTULO 2

---

**LIMITES DE DISTRIBUIÇÃO E ESTIMATIVA POPULACIONAL DO  
AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA – *Leontopithecus chrysomelas*  
(KUHL, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE)**



**LIMITES DE DISTRIBUIÇÃO E ESTIMATIVA POPULACIONAL DO  
AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA – *Leontopithecus chrysomelas*  
(KUHLE, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE)**

**RESUMO**

O mico-leão-da-cara-dourada (MLCD, *Leontopithecus chrysomelas*) é um pequeno primata (~ 620 g) ameaçado de extinção, cujas populações ocupam paisagens heterogêneas e antropizadas na Mata Atlântica brasileira. Levantamentos realizados entre os anos de 1991 e 1993 inferiram sua população entre 6.187 e 15.429 indivíduos sobrevivendo em uma área de 19.462 km<sup>2</sup>. No entanto, devido ao declínio contínuo de suas populações causado pela perda e degradação do habitat, essas estimativas não representam os parâmetros atuais de sua distribuição. Assim, a partir de um extenso levantamento de campo que amostrou as populações de *L. chrysomelas* entre 2018 e 2022, foram determinadas sua Extensão de Ocorrência, Área de Ocupação e Tamanho Populacional. Também foram avaliadas as tendências nos tamanhos de sua área de distribuição e de sua população ao longo do tempo. Para isso, foram recalculadas a Extensão de Ocorrência e Tamanho Populacional inferidos há 30 anos atrás para a espécie usando o mesmo método utilizado para calcular os parâmetros de sua distribuição atual. Os resultados mostram que o estado de conservação de *L. chrysomelas* piorou em comparação com as últimas estimativas. Sua Extensão de Ocorrência entre 1991 e 1993 foi inferida em 22.700 km<sup>2</sup> e Tamanho Populacional entre 40.952 e 54.088 indivíduos. Enquanto isso, sua Extensão de Ocorrência atual é de 13.215 km<sup>2</sup>, restrita ao estado da Bahia, e Tamanho Populacional entre 16.522 e 21.822 indivíduos. Portanto, houve uma redução de 42% na área de ocorrência de *L. chrysomelas* e um declínio de 60% no tamanho de sua população entre esses dois períodos (~30 anos). O habitat disponível para *L. chrysomelas* foi estimado em 395.450 ha, com 96% (378.600 ha) dessa área localizada na porção leste da sua distribuição e 4% (16.850 ha) na porção oeste. Apenas 8% (30.451 ha) do habitat está sob o regime de Proteção Integral de três Unidades de Conservação, todas localizadas na porção leste. Contidas em pequenos e isolados fragmentos altamente degradados, as populações ocidentais enfrentam um alto risco de serem extintas devido ao contínuo avanço da pecuária nessa região. Apesar de manter as maiores populações, a conversão, degradação e/ou simplificação das cabucas ao leste, têm reduzido a ocorrência e sobrevivência de *L. chrysomelas*. Medidas intensas e imediatas, como criação de corredores ecológicos e restauração passiva e ativa de habitat precisam ser fomentadas para proteger as populações ocidentais. Práticas de manejo ecologicamente viáveis nas cabucas, como a manutenção e o plantio de árvores de sombra de grande porte utilizadas como alimento ou abrigo por *L. chrysomelas* precisam ser adotadas para proteger as populações da porção leste. Novas Unidades de Conservação de Proteção Integral e Reservas Particulares do Patrimônio Natural também são fundamentais para proteger maiores populações.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica; Degradação do hábitat; Mico-leão-baiano; Extensão de ocorrência; Tamanho populacional.

## 1. INTRODUÇÃO

O mico-leão-da-cara-dourada (MLCD, *Leontopithecus chrysomelas*) é um pequeno primata (~ 620 g) ameaçado de extinção, cujas populações ocupam paisagens heterogêneas e antropizadas na Mata Atlântica brasileira (Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2010, MMA/ICMBio 2022). Levantamentos realizados entre os anos de 1991 e 1993 inferiram sua população entre 6.187 e 15.429 indivíduos sobrevivendo em uma área de 19.462 km<sup>2</sup>, abrangendo quase sua totalidade o sul do estado da Bahia (19.043 km<sup>2</sup>) e uma pequena região ao norte do estado de Minas Geais (419 km<sup>2</sup>) (Pinto & Rylands 1997). No entanto, devido ao declínio contínuo de suas populações causado pela perda e degradação do habitat, essas estimativas não representam os parâmetros atuais de sua distribuição (Raboy et al. 2010, Zeigler et al. 2010, Souza et al. 2020). Avaliações retrospectivas da paisagem revelaram que entre 1987 e 2007, o MLCD perdeu cerca de 13% de seu hábitat viável (Zeigler et al. 2010), sugerindo que seu *status* de conservação tem se agravado desde a estimativa de Pinto e Rylands (1997). Raboy e colaboradores (2010) observaram uma redução no número de ocorrência da espécie em áreas previamente amostradas por Pinto e Rylands (1997) e advertiram sobre uma redução de sua área de distribuição.

Na porção oeste da área de distribuição do MLCD (região localizada mais ao interior do estado da Bahia e à aproximadamente 150 km do litoral), os remanescentes florestais vêm sofrendo as consequências da perda e fragmentação em uma maior velocidade e escala de tempo comparado à porção leste (Gouvea et al. 1975, Raboy et al. 2010, Zeigler et al. 2010). Os fragmentos são menores, altamente degradados e cercados por grandes extensões de pastagens (Guidorizzi 2008, Raboy et al. 2010, Souza Jr. et al. 2020, Azevedo et al. 2021). Por outro lado, a porção leste (região próxima ao litoral baiano e à aproximadamente 70 km de largura da costa) mantém os maiores e mais preservados remanescentes florestais e a paisagem é predominantemente constituída por agroflorestas de cacau (*Theobroma cacao*) sombreado “cabucas” (Araujo et al. 1998, Faria et al. 2007, Zeigler et al. 2010). Por oferecer recursos também disponíveis em florestas, as cabucas são habitats potenciais para preservação dos MLCDS (Raboy & Dietz 2004, Raboy et al. 2004, Oliveira et al. 2010). Todavia, a conversão das cabucas em outros cultivos agrícolas e/ou pastagem tem afetado a

sobrevivência dos MLCDs na porção leste (Oliveira et al. 2010,2011, Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2010).

Duas regiões contidas no limite de distribuição da espécie são indicadas como vazio de informação quando à sua ocorrência. Uma na porção nordeste próxima ao litoral, entre o rio de Contas e o rio Cachoeira, e outra na porção sudeste, entre o baixo rio Pardo e o baixo rio Jequitinhonha (Pinto & Rylands 1997). Não há explicações óbvias para ausência da espécie nessas áreas, já que não existem barreiras geográficas evidentes que impeçam sua dispersão (Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2010). Embora considerado extinto em território mineiro (Oliveira et al. 2021), relatos recentes de entrevistas ainda sustentam a presença do MLCD no estado de Minas Gerais (Leonardo G. Neves & Fabiano R. Melo, comunicação pessoal). Devido à desatualização e lacunas de informação quanto a Extensão de Ocorrência, Área de Ocupação e Tamanho Populacional, os principais documentos de planejamento estratégico que contemplam a espécie indicam urgência de novos estudos para atualizar esses parâmetros (PAN MAMAC 2016, PAN PPMA 2018).

O conhecimento insuficiente ou impreciso da distribuição de uma espécie pode causar avaliações equivocadas do *status* de suas populações e limitar os esforços de conservação (Rushton et al. 2004). Uma melhor compreensão sobre esses parâmetros constitui uma pré-condição indispensável para o desenvolvimento de políticas públicas e estratégias de gestão adequadas (Schweiger et al. 2013). Relevante para melhor alocação dos recursos e esforços necessários para proteger espécies ameaçadas. O refinamento dessas informações também são fundamentais para elaborar futuras análises espaciais para o MLCD, tais como: modelagem de sua distribuição a fim de identificar e priorizar áreas para conservação e avaliar à adequabilidade do habitat; uso das métricas de paisagem para analisar o efeito dos atributos desta paisagem na sua ocupação; e análises de viabilidade populacional e de hábitat, para auxiliar na identificação de unidades demográficas, realizar inferências sobre probabilidades de sobrevivência/extinção ao longo do tempo e alternativas de manejo efetiva para conservação de suas populações.

Conhecer os limites de ocorrência e tendências nos tamanhos das populações ao longo do tempo também tem um importante papel na categorização do *status* de conservação das espécies (Gaston & Fuller 2009). Os critérios fundamentais para avaliar o risco de extinção das espécies em “listas vermelhas”, como a da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), baseiam-se principalmente na

distribuição geográfica das espécies analisadas, assim como declínio / crescimento de suas populações (Jankowski & Rabenold 2007, Guidelines 2022). Distribuições restritas via de regra estão associadas à maior suscetibilidade à extinção e podem indicar espécies e/ou áreas prioritárias para ações de conservação, prioridade fundamental para reduzir o declínio das populações (Rodrigues et al. 2006). Assim, com base em uma extensa pesquisa de campo que amostrou as populações do MLCD, foram estimadas sua Extensão de Ocorrência, Área de Ocupação e Tamanho Populacional. Também foi avaliada as tendências nos tamanhos de sua área de distribuição e população ao longo do tempo. Para isso, foram recalculadas a Extensão de Ocorrência e Tamanho Populacional inferidos há 30 anos atrás para a espécie (Pinto & Rylands, 1997), usando mesmo método utilizado para calcular os parâmetros de sua distribuição atual.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. Área de Estudo**

A área de estudo foi estabelecida a partir da distribuição histórica conhecida para o MLCD na Mata Atlântica do sul do estado da Bahia e um pequeno trecho do norte do estado de Minas Gerais. (Figura 1) (Pinto & Rylands 1997). Esta área compreende cerca de 37.000 km<sup>2</sup>, com uma extensão aproximada de 250 km no sentido nordeste-sudeste e cerca de 160 km de largura desde a costa do Oceano Atlântico até o interior do estado da Bahia. Delimitada pelo Rio de Contas ao norte, Rio Jequitinhonha ao sul, pela mudança vegetacional, Floresta Estacional Semidecidual para Mata de Cipó (formação florestal de transição Mata Atlântica-Caatinga), associado ao aumento de altitude para o planalto de Vitória da Conquista no limite oeste e Oceano Atlântico ao leste (Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2010). Esses limites representam as barreiras geográficas para a espécie (Pinto & Rylands 1997), mas não foram considerados (exceto para o Oceano Atlântico ao leste) como limites atuais de sua distribuição. Por isso, foram investigadas regiões adjacentes ao limite norte, como áreas próximas à foz do rio de Contas no litoral baiano; adjacências ao sul, região do baixo Rio Jequitinhonha; e adjacências a oeste, como áreas situadas em Mata de Cipó no planalto de Vitória da Conquista.

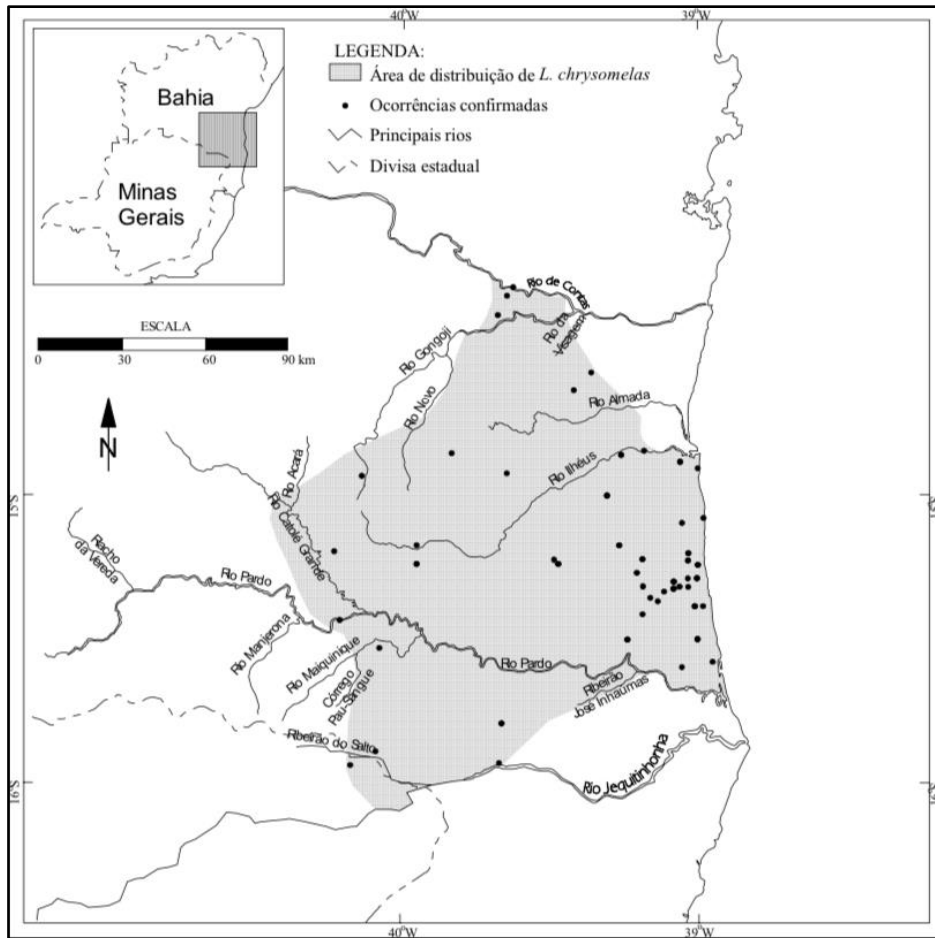


Figura 1. Distribuição geográfica histórica de *L. chrysomelas*. Área de distribuição estimada por Pinto & Rylands (1997) a partir de dados de ocorrência da espécie coletados entre os anos de 1991 e 1993.

Dois fitofisionomias da Mata Atlântica são encontradas na área de distribuição do MLCD: Floresta Ombrófila, com predominância de clima úmido, sem estação seca definida, ocorrendo em uma faixa paralela à linha da costa de aproximadamente 70 km de largura; e Floresta Estacional Semidecidual, na porção oeste apresentando estação seca definida, localizada mais ao interior do estado da Bahia e à aproximadamente 150 km do litoral (Gouveia et al. 1975, Pinto & Rylands 1997, Guidorizzi 2008). Esta região é caracterizada por um alto nível de desmatamento e fragmentação, especialmente na porção oeste, onde os remanescentes florestais foram na maior parte convertidos em grandes extensões de pastagem (Raboy et al. 2010, Zeigler et al. 2010). Por outro lado, a porção leste mantém os maiores e mais preservados fragmentos e a paisagem é predominantemente constituída por cabucas (Zeigler et al. 2010). A temperatura média anual e a precipitação da região são 24°C e 2.500 mm, respectivamente, sem sazonalidade acentuada (Mori et al. 1983).

## 2.2. Coleta de Dados

A partir da análise de bancos de dados cartográficos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE 2019) e imagens de sensoriamento remoto disponíveis no *software Google Earth Pro 7.3.2* (Google Earth 2020), foram selecionados e vistoriados fragmentos florestais e cabucas iguais ou maiores que, respectivamente, 40 e 22 ha, menores áreas de vida documentadas para o MLCN nesses habitats (Rylands 1989, Oliveira et al. 2010). Também foram vistoriadas as localidades com ocorrência confirmada para a espécie no primeiro levantamento populacional (Pinto & Rylands 1997). Dois métodos foram utilizados para o levantamento das populações: 1) entrevistas com a população local e 2) vistoria das áreas através da reprodução de *playback*. A combinação dessas duas técnicas tem se mostrado eficiente para localização em campo das populações das quatro espécies de micos-leões (Pinto & Rylands 1997, Valladares-Padua et al. 2000, Rylands et al. 2002, Kierulff & Rylands 2003, Raboy et al. 2010).

### 2.2.1. Entrevistas

As entrevistas constituem uma abordagem preliminar fundamental para levantamento e registro de ocorrência de primatas brasileiros ameaçados de extinção (Kierulff & Rylands 2003, Jerusalinsky et al. 2006, Printes 2011, Jerusalinsky 2013). Por esta razão, entrevistas abertas semiestruturadas complementadas com conversas informais (Huntington 2000) em estabelecimentos rurais (fazendas, sítios, empresas, etc), vilas, assentamentos, distritos e cidades com pessoas com potencial conhecimento sobre as florestas, cabucas ou animais silvestres na região, como caçadores, cacauicultores e lavradores. Os informantes foram selecionados através das técnicas “*especialista nativo*”, àqueles que se autoreconhecem e são reconhecidos na comunidade como culturalmente competentes (Hays 1976) e através da “*bola de neve*”, onde um informante indicam outros informantes detentores de conhecimento para serem entrevistados (Bailey 1982).

Durante as entrevistas, foram apresentadas fotografias de primatas que ocorrem na região, incluindo fotos do MLCN, a fim de facilitar a identificação dessas espécies e evitar que os informantes fossem induzidos em suas respostas. Vocalizações desses

primatas também foram reproduzidas com a finalidade de testar a familiaridade dos informantes com estes sons. Quando a resposta foi positiva para ocorrência do MLCD, o entrevistado foi questionado sobre o local e data em que a espécie foi visualizada e aspectos relacionados à sua biologia e comportamento, como padrão de coloração, tamanho do grupo, hábito alimentar e preferência de hábitat. Essa etapa foi relevante para testar a consistência das informações e auxiliar na seleção das localidades a serem vistoriadas através da técnica de *playback*.

Conforme indicações de ética na pesquisa envolvendo seres humanos, o projeto foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos (CEP) da Universidade Estadual de Santa Cruz (Parecer nº 3.042.093 / CAAE: 01508618.6.0000.5526). Antes de iniciar a entrevista, foram explicados a natureza e os objetivos da pesquisa e solicitado aos informantes a permissão para registrar as informações. Antes de iniciar a entrevista, foi apresentado aos informantes um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) (Apêndice S1) e um Termo de autorização de Uso de Imagem (Apêndice S2), segundo as normas estabelecidas pela Resolução nº196 do Conselho Nacional de Saúde de 10/1996. Ver apêndice S3 para mais detalhes sobre as questões abordadas durante as entrevistas.

### 2.2.2. Playback

A técnica de *playback* consiste em emitir a vocalização *long call* do MLCD em campo para estimular respostas, atraindo contra-chamadas (Peres 1986). Micos-leões são territoriais e utilizam esse tipo vocalização para advertir contra a presença de outros indivíduos ou grupos em seu território (Ruiz-Miranda & Kleiman 2002). Os MLCDs frequentemente respondem com vocalização *long call* e se aproximam do local de reprodução no primeiro ponto de *playback* (Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2010), o que assegura a eficiência dessa vocalização no levantamento das populações em campo e justifica seu uso nesse estudo. Foram percorridas trilhas ou estradas preexistentes nos fragmentos florestais ou cabruças e, a cada 200 metros, estabelecido um ponto de *playback*. Em cada ponto, foram emitidas três vocalizações em cada uma das quatro direções cardeais (norte, sul, leste e oeste), segurando o alto-falante ~2 m acima do solo, seguido por um intervalo de espera e escuta no local de 5 minutos para realizar uma nova reprodução. Em fragmentos florestais menos penetráveis, foram estabelecidos transectos pelo menos um dia antes do período de amostragem.

Os pontos de *playback* foram espaçados de 200 m para evitar sobreposição no alcance auditivo da espécie (~100 m) e reduzir a chance de detectar o mesmo grupo mais de uma vez no mesmo dia (Kierulff & Rylands 2003, Almeida-Rocha et al. 2020). Trabalhos anteriores também indicam que os MLCDs respondem bem às reproduções a uma distância de 200 m, mas não além disso (Kierulff & Rylands 2003, Raboy et al. 2010, Almeida-Rocha et al. 2020). As vocalizações foram emitidas com auxílio de um gravador de voz digital Sony ICD - PX470 e um alto-falante portátil Anchor Audio AN - MINI (resposta de frequência: 100 Hz – 15 kHz  $\pm$  3 dB). As gravações continham vocalizações de machos e fêmeas, uma vez que Peres (1986) observou em *L. rosalia* duetos de *long call* para ambos os sexos e Benz e colaboradores (1990) verificaram diferenças sexuais na estrutura de três tipos de vocalizações de *L. rosalia*, entre eles o *long call*. Os transectos foram percorridos entre 06:00 e 18:00 horas, período em que os MLCDs são mais ativos e propensos a estarem acordados em florestas e cabruças (Raboy & Dietz 2004, Raboy et al. 2010, Almeida-Rocha et al. 2020). Quando a presença da espécie (visualização ou vocalização) não foi registrada na primeira sessão de *playback*, o processo se repetiu mais duas vezes em dias diferentes. Na falta de resposta positiva após essas três tentativas, o local foi considerado de baixa probabilidade de ocorrência. O *playback* não foi realizado em dias de chuva ou condições de vento forte, pois comprometem sua eficácia no levantamento dos grupos de MLCDs em campo. Ver apêndice S4 para mais detalhes sobre as informações coletadas durante a vistoria das localidades através da técnica de *playback*.

### 2.3. Análise dos Dados

#### 2.3.1. Estimativa da Extensão de Ocorrência

A Extensão de Ocorrência é definida como a área contida dentro do menor limite contínuo que possa ser traçado para englobar todos os pontos conhecidos, inferidos ou projetados da presença atual de um táxon, excluindo os casos de errantes e visitantes (IUCN 2017). Para o MLC D, foi calculada a partir do Mínimo Polígono Convexo (MPC), ou seja, o menor polígono no qual nenhum ângulo interno seja maior que 180° e que contenha todos os registros de ocorrência positivo para a espécie levantados no presente estudo. Por não está claro qual método Pinto e Rylands (1997) utilizam para determinar a Extensão de Ocorrência histórica (19.462 km<sup>2</sup>) do MLC D (os autores



citam apenas o Sistema de Informação Geográfica elaborado pela *Conservation International*), foi recalculada, a partir do MPC, o tamanho dessa área. Foram utilizados os registros de ocorrência do MLCD coletados por Pinto e Rylands (1997) entre os anos de 1991 e 1993 para recalculá-la a Extensão de Ocorrência da espécie para aquele período (Apêndice S5). A partir das Extensões de Ocorrência atual e histórica estimadas por esse estudo, foi avaliada a tendência no tamanho da área de distribuição do MLCD entre esses dois períodos de tempo (~ 30 anos).

Os mapas foram plotados na base de dados geográficas do IBGE (2019), utilizando o Sistema de Informações Geográficas, através do *software* QGIS 3.16 e projeção cartográfica *Universal Transverse Mercator*, Zona 24 Sul, Datum SIRGAS 2000.

### 2.3.2. Estimativa do Hábitat Disponível

Porção Leste: Determinada a partir da área contida no limite atual de distribuição do MLCD, extraído do mapa de classificação categórica de cobertura da terra (assumindo o *raster* classe 3 – “*Forest Formation*” como hábitat), com 30 m de resolução, derivadas do *Landsat* 8, disponíveis livremente na plataforma *MapBiomas* versão 5 para o ano 2019 (Souza Jr. et al. 2020), sobreposto às áreas adequadas indicadas para a espécie ao leste (Guy et al. 2016). Este método foi adotado em razão da cobertura florestal ao leste ser constituída por um complexo relativamente contínuo de floresta em diferentes estágios de regeneração e cabruças, intercalada por outros cultivos agrícolas (Raboy et al. 2010, Zeigler et al. 2010), o que impossibilita estimar a proporção de área efetivamente ocupada pelo MLCD a partir dos pontos de ocorrência. Ver apêndice S6 para mais detalhes sobre as etapas utilizadas para extrair o tamanho do hábitat disponível na porção leste.

Porção Oeste: Determinada a partir do somatório da área de cada localidade onde o MLCD foi registrado por esse estudo. O valor da área de cada localidade foi extraído a partir de imagens satélite do *software* *Google Earth Pro 7.3.2* (Google Earth 2020) e/ou informação sobre o tamanho da área obtido em campo com os proprietários ou administradores das localidades. Esses dois métodos foram utilizados em razão dos fragmentos nessa porção estarem isolados por grandes extensões de pastagens, permitindo extrair os valores de suas áreas.

### 2.3.3. Estimativa Populacional

O tamanho da população do MLCD foi determinado a partir do valor da área definido nesse estudo e por diferentes cenários de densidades registrados por estudos comportamentais realizados para a espécie, incluindo cenários de Alta Densidade, Baixa Densidade, Densidade Média e Densidade Ajustada (Tabela 1). A Alta Densidade foi determinada pela densidade máxima registrada para a espécie; a Baixa Densidade foi determinada pela densidade mínima registrada e a Densidade Média pela média de todas as densidades já registradas para o MLCD. Em cada cenário, exceto o Ajustado, foi aplicada a densidade especificada em toda área disponível para a espécie. Em contraste, a Densidade Ajustada foi determinada a partir da densidade média registrada em cada tipo de hábitat e pela proporção de localidades positivas e de hábitat registrados ao leste, sob a suposição que essas razões são generalizáveis para toda essa região. A densidade para todos os fragmentos da porção ocidental foi determinada por Guidorizzi (2008), único estudo realizado na região.

Tabela 1. Estimativa de densidades registradas para *L. chrysomelas* por diversos estudos comportamentais realizados em diferentes hábitats.

Porção de distribuição	Localização	Tipo de floresta	Densidade (ind /ha)	Fonte
LESTE	Leste da REBIO UNA	Madura	<b>0.089</b>	B. Raboy, dados não publicados
	Leste da REBIO UNA	Mosaico	<b>0.089</b>	B. Raboy, dados não publicados
	Leste da REBIO UNA	Degradada	<b>0.089</b>	B. Raboy, dados não publicados
	Oeste da REBIO UNA	Degradada	<b>0.06</b>	De Vleeschouwer, dados não publicados
	Fora da da REBIO UNA <sup>1</sup>	Cabruca	<b>0.17</b>	Oliveira et al. 2010
	Fora da da REBIO UNA <sup>1</sup>	Mosaico	<b>0.13</b>	Oliveira et al. 2010
	Fora da da REBIO UNA <sup>1</sup>	Cabruca	<b>0.1</b>	Oliveira et al. 2010
	Leste da REBIO UNA	Madura	<b>0.06</b>	Oliveira et al. 2010
	REBIO UNA	Madura	<b>0.053</b>	Dietz et al. 1996
	ESMAI - CEPLAC <sup>2</sup>	Degradada	<b>0.07</b>	Rylands 1989
OESTE	Fazenda Barro Branco <sup>3</sup>	Degradada	<b>0.07</b>	Guidorizzi 2008

---

<sup>1</sup>Dados coletados nos municípios de Ilhéus, Jussari, Camacã e Arataca.<sup>2</sup>Estação Experimental Leomos Maia – município de Una.<sup>3</sup>Propriedade localizada no município de Itororó.

Para estabelecer uma margem de segurança e uma estimativa mais conservadora, os valores estimados para a população ao leste foram reduzidos em 20% em cada cenário de densidade. Essa redução foi adotada em razão do MLCD ocorre em uma paisagem reduzida e antropizada e suas populações não ocupam todos os habitats disponíveis na porção leste (Raboy et al. 2010, Zeigler et al. 2010). As estimativas populacionais da porção oeste em cada cenário de densidade incluíram apenas as áreas ocupadas pela espécie e, portanto, não houve redução de 20% nos valores. O Cenário Ajustado considerou apenas a proporção de área positiva para a ocorrência do MLCD e por isso também não houve redução de 20% nos valores populacionais.

Após estimar o tamanho da população, foi calculado em cada cenário o tamanho efetivo da população ( $N_e$ ), ou seja, o número de indivíduos maduros (capaz de reproduzir) em cada geração (IUCN 2013). Embora mais de um par de indivíduos possa se reproduzir no mesmo grupo, a ocorrência de um casal aptos para reproduzir é a situação mais comum para o gênero *Leontopithecus* (Dietz & Baker 1993, Baker et al. 2008). Por isso, para cada grupo foi considerado um  $N_e = 2$ . O tamanho médio do grupo ( $n = 5.1$ ) foi definido a partir do número de grupos registrado neste estudo (Apêndice S7).

Entre os anos de 1991 e 1993, a população do MLCD foi estimada em 6.187 a 15.429 indivíduos (Pinto & Rylands, 1997), no entanto, em razão de análises mais recentes que determinaram o habitat adequado para a espécie (Guy et al. 2016), imagens de satélites de classificação de cobertura da terra mais refinadas (Souza Jr. et al. 2020) e uma melhor compreensão das diferentes densidades populacionais do MLCD em seus distintos habitats (Tabela 1), o Tamanho Populacional para este período foi recalculado. Para isso, multiplicou valor do habitat (965.861 ha) determinado pelo mapa binário de Zeigler (1987) (Zeigler et al. 2010) para a espécie pelos mesmos cenários de densidades usados para determinar o tamanho da população atual. Considerou que o valor do habitat mencionado acima é próximo para a paisagem na época do estudo de Pinto e Rylands (1997). Com base nas estimativas populacionais atuais e históricas determinadas por este estudo, foi avaliada a tendência no tamanho da população entre esses dois períodos de tempo (~ 30 anos). Ver apêndice S8 para mais detalhes sobre os cálculos utilizados nas estimativas populacionais.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Distribuição geográfica

Entre junho de 2018 e março de 2022, foram realizadas 563 entrevistas envolvendo 875 informantes em 67 municípios (63 na Bahia e quatro em Minas Gerais), abrangendo cerca de 45.000 km<sup>2</sup> correspondentes ao limite histórico de distribuição do MLCD e áreas adjacentes, ao longo da qual foram rodados em torno de 23.650 km. Dos 875 informantes que participaram das entrevistas, 62% (n = 541) foram positivas para a ocorrência da espécie e 38% (n = 334) disseram não conhecer ou nunca ter visto o MLCD em sua localidade (Figura 1). Com base no refinamento das informações obtidas durante as entrevistas, 425 localidades com indícios de ocorrência de MLCD foram selecionadas e vistoriadas através da técnica de *playback* (Figura 2). Para fins de esclarecimento, o termo “*localidade*” neste estudo pode representar um local específico, como fazendas, fragmentos florestais isolados, sítios e chácaras, ou uma região maior, como assentamentos e distritos rurais, desde que a local tenha áreas potenciais para a sobrevivência da espécie.

A ocorrência do MLCD foi registrada em 38% (n = 186) das 425 localidades vistoriadas (Figura 3 e 4) (Apêndice S9). Setenta e seis por cento (n = 325) das localidades estão na porção leste da área de distribuição da espécie, dos quais, 52% (n = 169) tiveram a ocorrência do MLCD confirmada. Por outro lado, 24% (n = 102) das 425 localidades estão situadas a oeste e destas, somente 16% (n = 17) tiveram o registro positivo para a ocorrência da espécie (Figura 3). Apenas 9% (n = 17) das 186 localidades com ocorrência confirmada para o MLCD estão situadas a oeste de sua atual área de distribuição (Figura 4). Setenta e seis por cento (n = 141) das 186 localidades positivas para o MLCD foram identificadas a partir da observação direta (visualização / vocalização) da espécie / grupo em campo durante a reprodução de *playback* e, 24% (n = 45) por informações indiretas durante as entrevistas, como fotos ou vídeos do MLCD registrado na localidade.

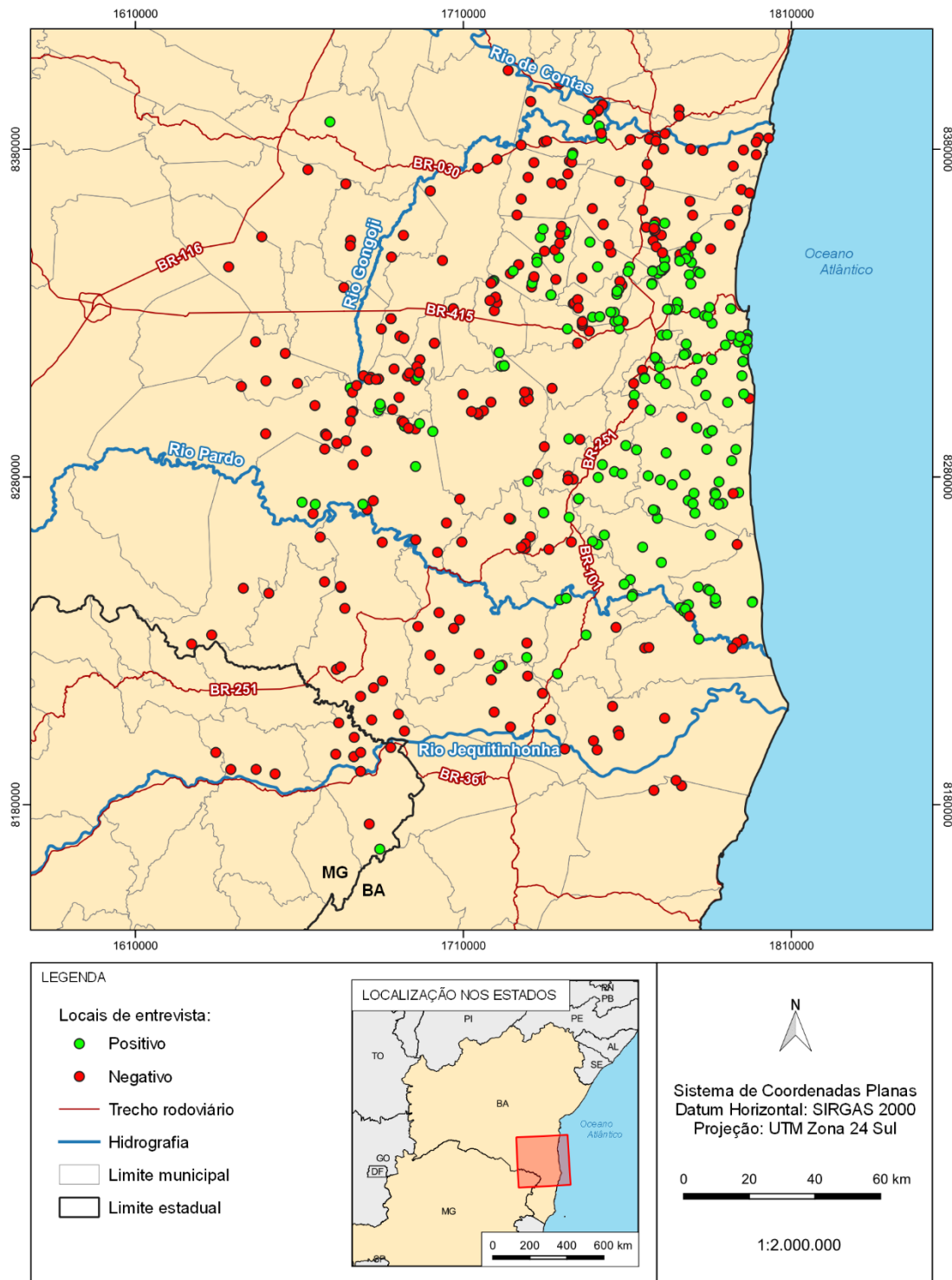


Figura 2. Distribuição dos locais de entrevista ao longo da área de estudo. Em verde – Entrevista positiva para ocorrência de *L. chrysomelas*. Em vermelho – Entrevista negativa para ocorrência de *L. chrysomelas*. Dados coletados entre junho de 2018 e março de 2022.

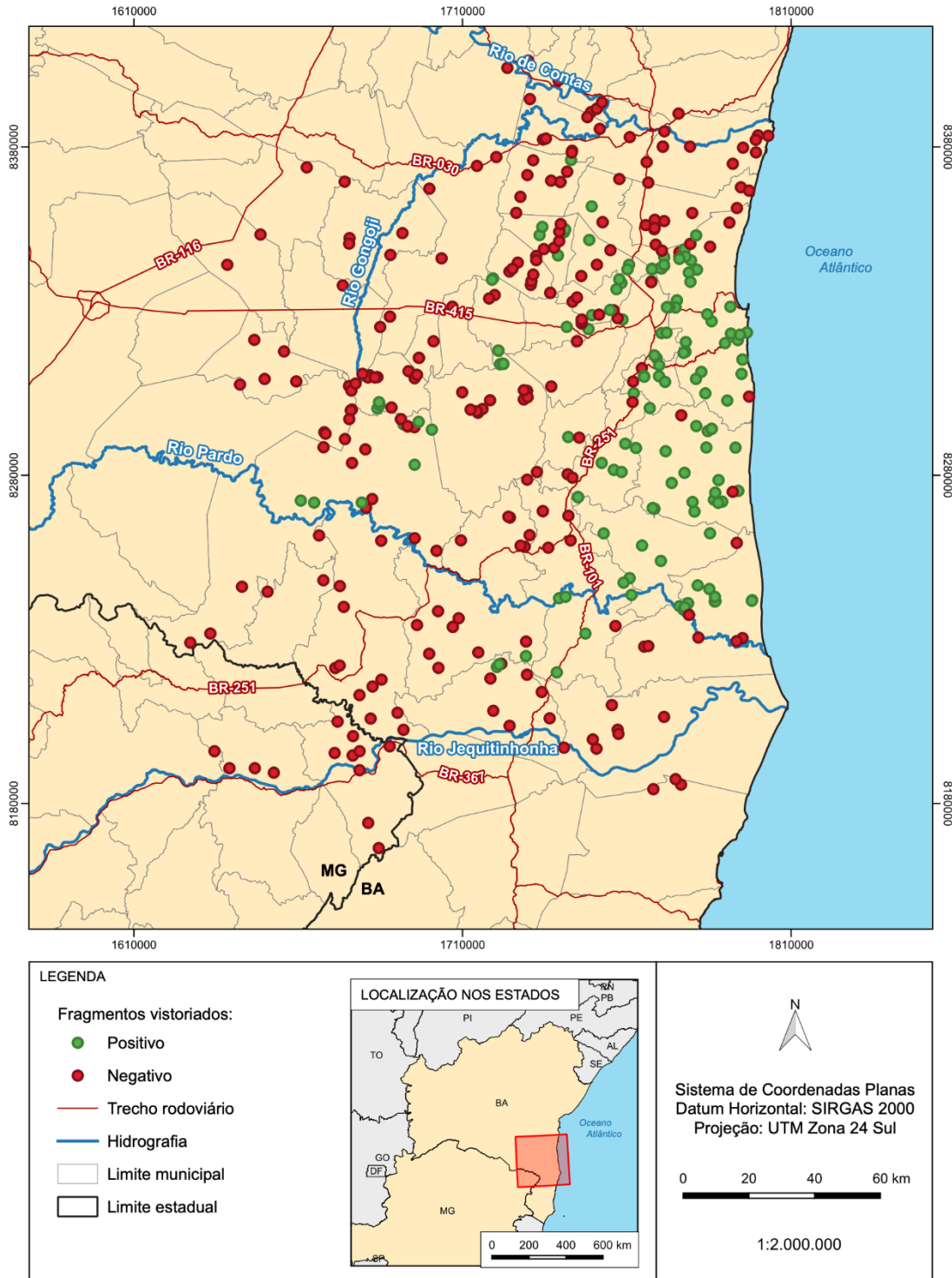


Figura 3. Distribuição das localidades vistoriadas através da técnica de *playback* ao longo da área de estudo. Em verde – Localidade positiva para a ocorrência de *L. chrysomelas*. Em vermelho – Localidade negativa para a ocorrência de *L. chrysomelas*. Dados coletados entre junho de 2018 e março de 2022.

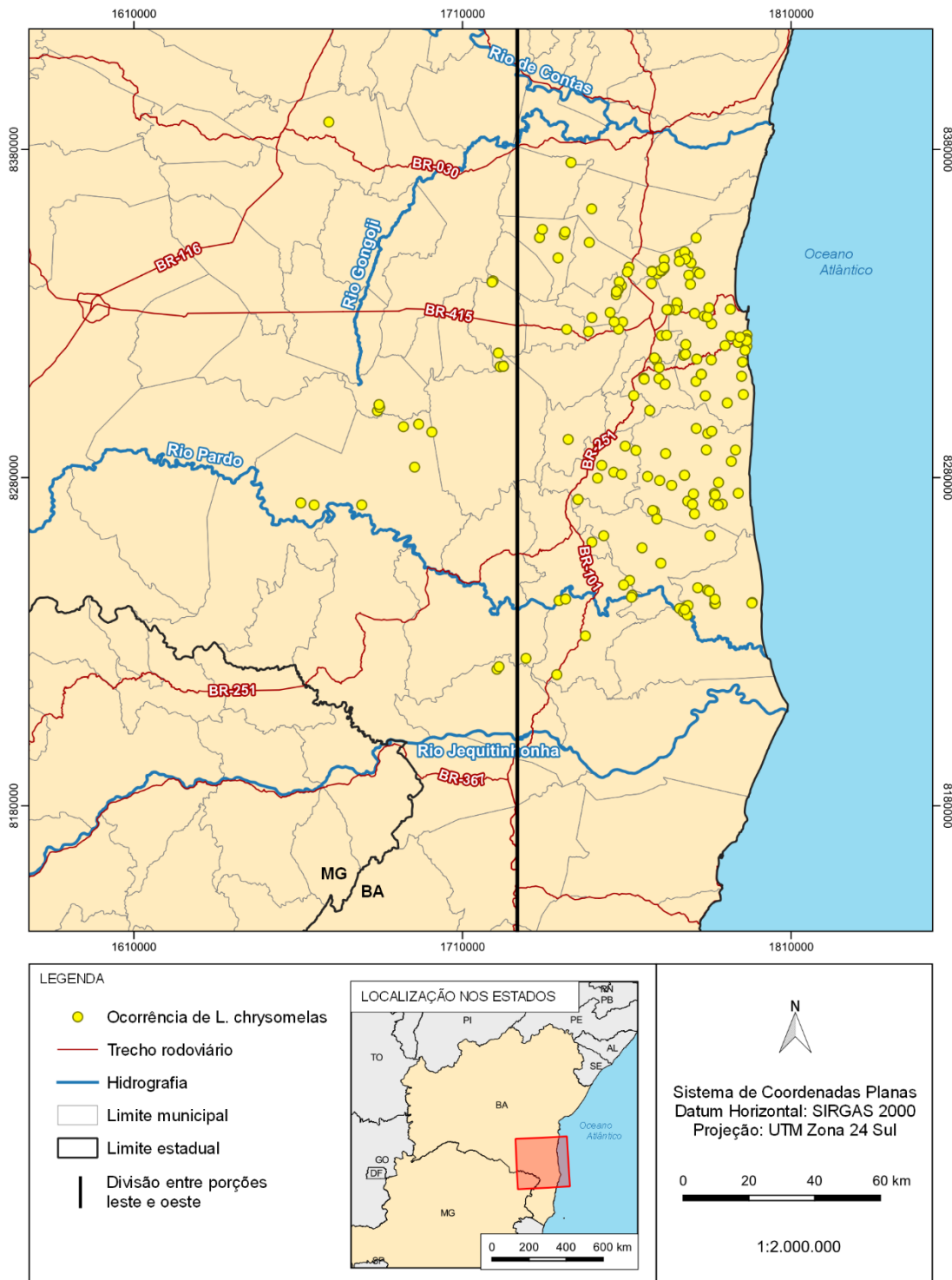


Figura 4. Distribuição das localidades com ocorrência confirmada para *L. chrysomelas* ao longo da área de estudo. Dados coletados entre junho de 2018 e março de 2022.

A espécie foi registrada em áreas de Floresta Ombrófila, Floresta Estacional Semidecidual, cabucas e, pela primeira vez, um grupo (dois adultos e dois folhotes) foi visto em Mata de Cipó no município de Boa Nova (BA) (Figura 5). Boa Nova está

localizada na região do planalto de Vitória da Conquista, fora da área de distribuição histórica do MLCD. Esse planalto é a principal barreira geográfica para a espécie em seu limite oeste, predominantemente constituída por Mata de Cipó em altitudes elevadas (> 500-550 m). Cerca de 92% das localidades com ocorrência confirmada do MLCD encontram-se em baixas altitudes (> 400 m) e 8% excedem essa altitude. Com 860 m de altitude, a cidade de Boa Nova é a maior altitude reportada para a espécie.

A Extensão de Ocorrência atual do MLCD é de aproximadamente 13.215 km<sup>2</sup> (Figura 5). Para esta estimativa, o registro em Mata de Cipó não foi considerado, pois não está claro se a espécie sempre ocorreu neste tipo de vegetação ou se o único grupo registrado no levantamento de campo deste estudo foi introduzido. De acordo com os registros de ocorrência coletados entre 1991 e 1993 (Apêndice S5), a Extensão de Ocorrência do MLCD seria de 22.700 km<sup>2</sup> (Figura 6). Assim, houve uma redução de 42% no tamanho da área de distribuição da espécie entre esses dois períodos de tempo (~ 30 anos) quando considerada sua distribuição atual e histórica. Exceto no limite sudeste, houve uma acentuada redução em todos os limites de distribuição do MLCD, com uma maior contração nas fronteiras noroeste e sudoeste (Figura 6).

A porção oeste da área de distribuição atual da espécie é caracterizada pela ausência de populações em diversas áreas onde o MLCD ocorreu no passado (Figura 6). Os remanescentes florestais nestas áreas foram degradados ou convertidos em áreas de pastagens, ocasionando a extinção local da espécie. À ausência e/ou escassas áreas florestadas atua como barreira geográfica na distribuição do MLCD nos limites noroeste, oeste e sudeste. A bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha limita sua distribuição no sul e sudeste. Os fatores que limitam a sua distribuição no norte e nordeste ainda não estão claros. Esses limites estão sob áreas florestadas e não há barreiras geográficas evidentes. A distribuição geográfica do MLCD está restrita ao estado da Bahia. Exceto para o registro em Mata de Cipó, todas as localidades com ocorrência confirmada para a espécie estão contidas em seu limite histórico de distribuição (Figuras 5 e 6).



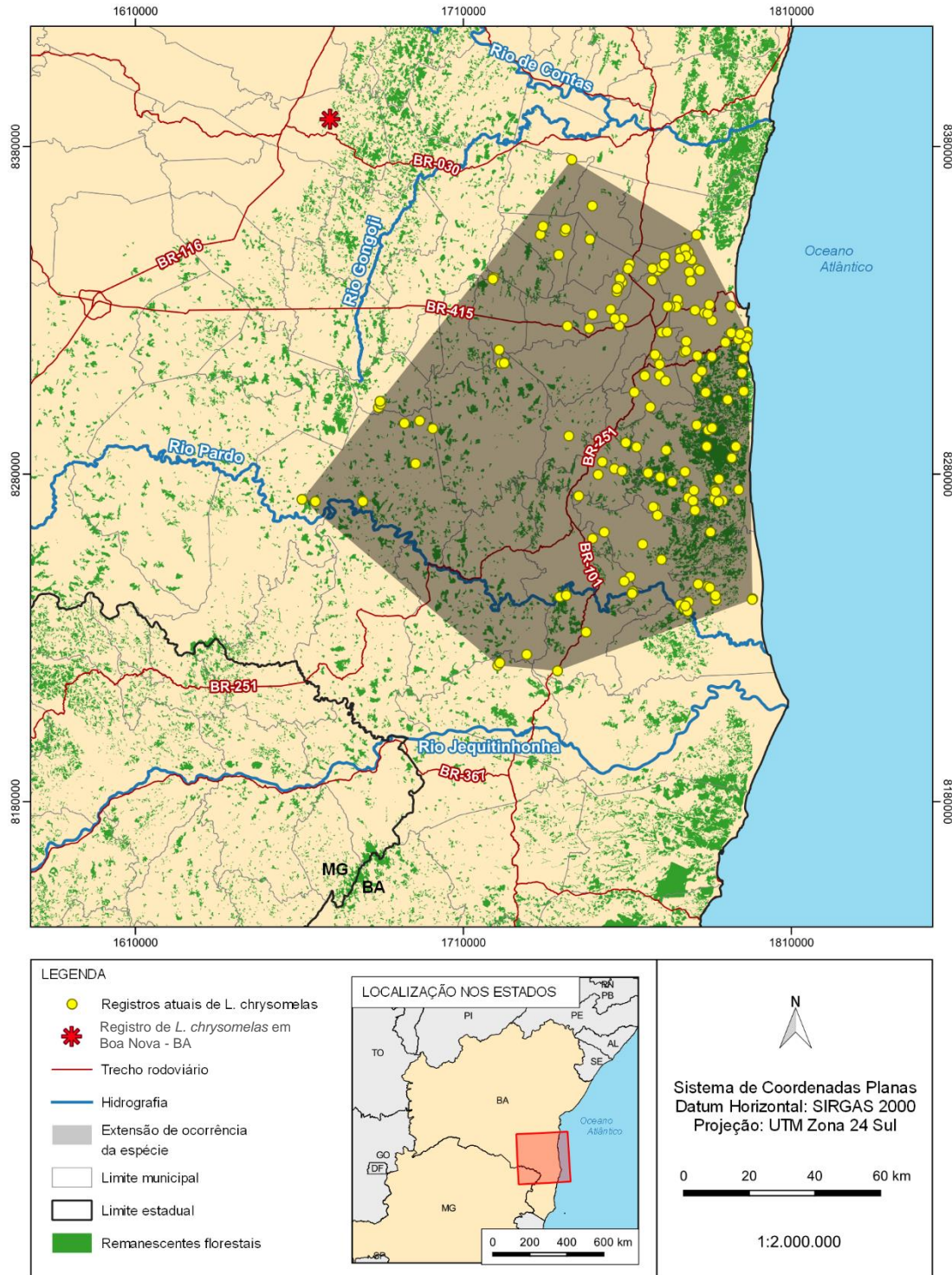


Figura 5. Extensão de ocorrência atual (13.215 km<sup>2</sup>) de *L. chrysomelas*. Extensão de ocorrência estimada a partir de dados coletados entre junho de 2018 e março de 2022.

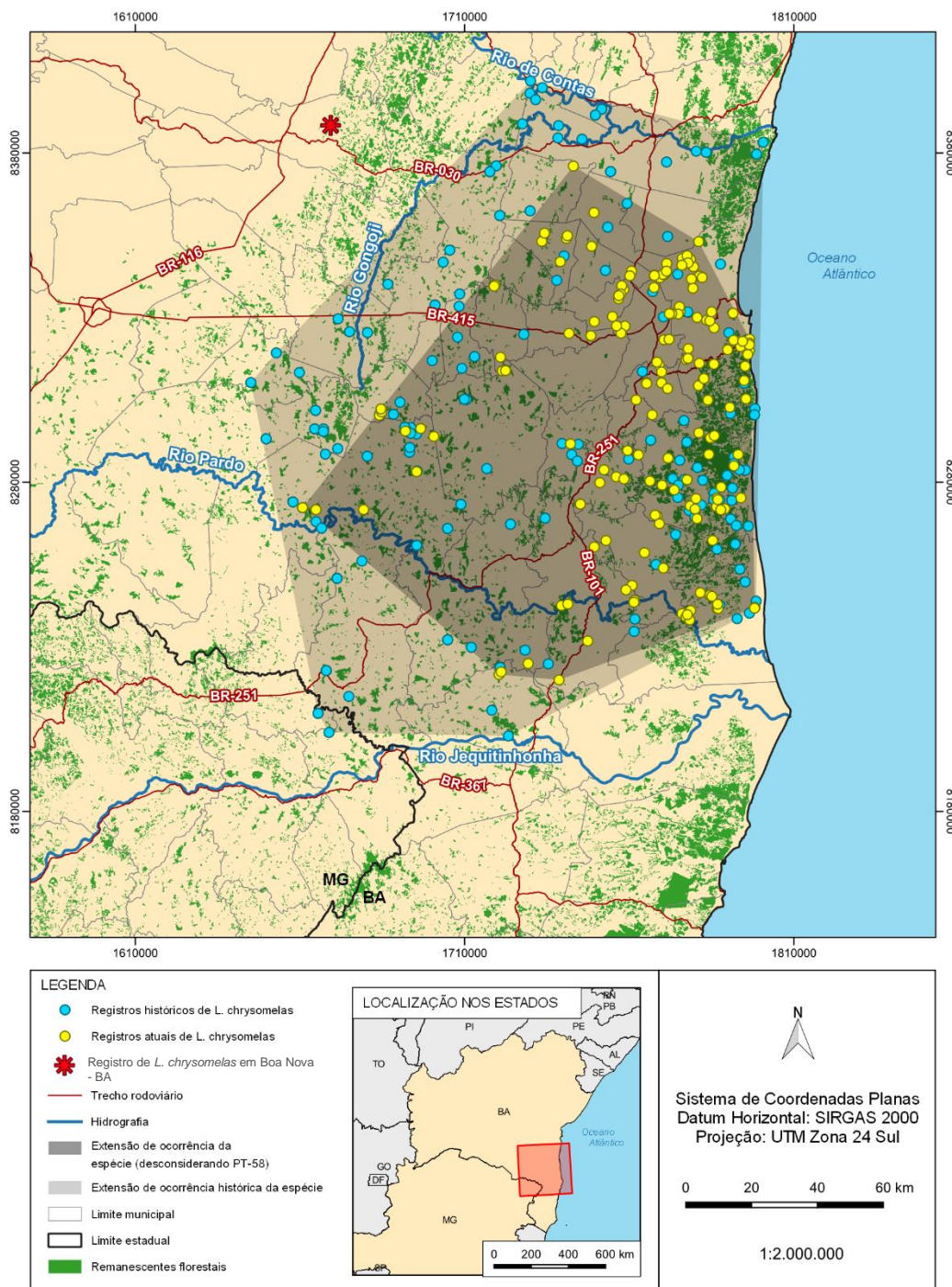


Figura 6. Extensão de ocorrência histórica (22.700 km<sup>2</sup>) e atual (13.215 km<sup>2</sup>) de *L. chrysomelas*. Extensão de ocorrência histórica estimada a partir de dados coletados entre os anos de 1991 e 1993. Extensão de ocorrência atual estimada a partir de dados coletados entre junho de 2018 e março de 2022.

A área de hábitat disponível para o MLCD foi estimada em 395.450 ha, sendo 96% (378.600 ha) localizada na porção leste e apenas 4% (16.850 ha) em pequenos e isolados fragmentos na porção oeste. A área estimada ao leste a área total disponível e não é necessariamente ocupada pelo MLCD, enquanto a área a oeste é a soma das

florestas ocupadas. Apenas 8% (30.451 ha) da área total estimada para a espécie está sob o regime de proteção integral de três UCs, todas localizadas ao leste: Reserva Biológica de Una (18.715 ha), Parque Nacional Serra das Lontras (11.336 ha) e, Parque Municipal da Boa Esperança (400 ha). A localidade em que o MLC D foi registrado em Mata de Cipó está conectada ao Parque Nacional de Boa Nova (12.065 ha).

### 3.2. Estimativa populacional

Considerando o cenário de Alta Densidade, foi estimada uma população de 52.994 indivíduos e uma população efetiva de 26.363 indivíduos. Em Densidade Média, foi indicada uma população total de 21.822 indivíduos e uma população efetiva de 8.557 indivíduos. Tendo em conta um cenário de Baixa Densidade, sua população foi estimada em 16.522 indivíduos e uma população efetiva de 6.480 indivíduos. No cenário de Densidade Ajustada, foi estimada uma população de 20.752 indivíduos e uma população efetiva de 8.138 indivíduos na natureza. As estimativas de tamanho populacional dos quatro cenários foram semelhantes, exceto para o cenário de Alta Densidade (Tabela 2). Para não superestimar e representar melhor a população atual, foi desprezado o valor obtido no cenário de Alta Densidade. Assim, considerando os valores obtidos nos cenários de Média, Baixa e Densidade Ajustada, o MLC D tem uma população entre 16.522 e 21.822 indivíduos ( $\mu = 19.172$ ) e uma população efetiva entre 6.480 e 8.557 indivíduos na natureza ( $\mu = 7.518$ ).

Tabela 2. Estimativas populacionais indicadas para *L. chrysomelas* em dois períodos de tempo e com base em quatro cenários de diferentes densidades.

Período	População	Cenários				Variação <sup>1</sup>	Média
		Alta Densidade	Baixa Densidade	Densidade Média	Densidade Ajustada		
2018 – 2022	Tamanho Populacional	52.994	16.522	21.822	20.752	16.522 - 21.822	19.172
	População Efetiva	26.363	6.480	8.557	8.138	6.480 - 8.557	7.518
1991 – 1993	Tamanho Populacional	131.356	40.952	54.088	--	40.952 - 54.088	47.520
	População Efetiva	51.512	16.060	21.210	--	16.060 - 21.210	18.635

<sup>1</sup>menor e maior tamanho populacional obtidos nos cálculos dos diferentes cenários de densidades

Sob os mesmos cenários de densidade para estimar a população entre 1991 e 1993, em Alta Densidade, a população do MLC D seria de 131.356 indivíduos e uma

população efetiva de 51.512 indivíduos. Em Densidade Média, uma população total de 54.088 indivíduos e uma população efetiva de 21.210 indivíduos. Já em Baixa Densidade, sua população seria de 40.088 indivíduos e uma população efetiva de 16.060 indivíduos (Tabela 2). Devido ao desconhecimento da proporção de cada habitat na paisagem entre 1991 e 1993, não foi possível estimar a população no Cenário Ajustado. Assim, a população total do MLCD no passado estaria entre 40.952 e 54.088 indivíduos ( $\mu = 47.520$ ) e uma população efetiva entre 16.060 e 21.210 indivíduos ( $\mu = 18.635$ ). Considerando os tamanhos populacionais atuais e históricos calculados neste estudo, houve uma redução de 60% no tamanho da população entre esses dois períodos de tempo (~ 30 anos).

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Distribuição geográfica

Os resultados indicam que o estado de conservação do MLCD é grave e as populações futuras estão ameaçadas. Nos últimos 30 anos, esta espécie perdeu cerca de 42% de sua área de distribuição devido às atividades antrópicas. Exceto no limite sudeste, houve retração em todos os demais limites de distribuição do MLCD, com maior redução nas fronteiras nordeste e sudeste. O baixo índice (44%) de localidades com ocorrência positiva para a espécie em toda a sua distribuição atual sinaliza que sua ocupação não é tão comum quanto no passado. Em contrapartida, Pinto e Rylands (1997), no primeiro estudo populacional e com metodologia de campo similar à utilizada neste estudo, exibiram um alto percentual (85%) das áreas ocupadas pela espécie. Contidas em pequenos e isolados fragmentos degradados, as populações ocidentais enfrentam um alto risco de serem extintas. O contínuo avanço da pecuária extensiva, progressivamente, vem extinguindo os poucos remanescentes florestais que ainda persistem na porção oeste. As maiores populações estão no leste, porém, sua ocorrência não é comum em todas as localidades nessa região. A conversão, degradação e/ou simplificação das cabucas – hábitat predominante ao leste – pode estar reduzindo a ocupação e sobrevivência dos MLCDs neste hábitat.

Os baixos índices de ocorrência (16%) e de área disponível (4%) para o MLCD na porção oeste devido contínua e acelerada conversão de remanescentes florestais em grandes áreas de pastagem, alerta para o estado crítico das populações ocidentais. Este

cenário não é novidade para a comunidade científica que atua na conservação dos MLCDs. Raboy e colaboradores (2010) observaram uma diminuição no número de registros da espécie em áreas amostradas entre os anos de 1991 e 1993 (Pinto & Rylands 1997). Extinções locais ocorreram não somente em áreas indicadas no primeiro levantamento (Pinto & Rylands 1997), mas também em áreas amostradas entre 2005 e 2007 (Raboy et al 2010). Ainda que isolados, os MLCDs ocupavam numerosos fragmentos florestais na porção oeste (Oliver & Santos 1991, Pinto & Rylands 1997). A partir do levantamento deste estudo, fica evidente que as populações desta região estão restritas à poucos e degradados fragmentos. Medidas mais intensas e imediatas devem ser tomadas para proteger o pouco que resta dos remanescentes no oeste e conter o declínio da população. Caso contrário, a porção oeste, que já está completamente desconectada da porção leste, certamente deixará de existir em um futuro não muito distante.

Além da conversão das cabruças em outros cultivos agrícolas e/ou pastagem inviáveis para sobrevivência dos MLCDs (Pinto & Rylands 1997, Guidorizzi 2008, Raboy et al. 2010), sua simplificação legal após a revogação da antiga legislação ambiental brasileira que proibia o corte das árvores nativas nas cabruças (Decreto Federal nº 6.660, de 21 de novembro de 2008, capítulo VIII, artigo 28) e aprovação no ano de 2014 pelo Governo da Bahia do Decreto Estadual nº 15.180 (Capítulo 2, Seção IV) que permite a remoção dessas árvores até o limiar de 40 caules/ha a fim de aumentar a produtividade de cacau pode estar reduzindo a sobrevivência das populações. As tradicionais cabruças do sul da Bahia retêm uma maior densidade de árvores de sombra. Tem uma média de 197 caules/ha (variação 70-480) (Schroth et al. 2015), o que permite que a fauna nativa as utilize como hábitat, recursos e/ou corredores de dispersão entre os fragmentos (Faria et al. 2007). Essa densidade mínima (40 caules/ha) firmada pelo Decreto Estadual nº 15.180 tornam as cabruças muito mais simplificadas estruturalmente (Schroth et al. 2015), reduzindo a persistência de muitas espécies que dependem e sobrevivem nas cabruças (Cassano et al. 2014, Schroth et al. 2015 Almeida-Rocha 2020). Almeida-Rocha e colaboradores (2020) mostraram uma correlação positiva entre árvores de grande diâmetro e ocupação do MLCD em cabruças. Portanto, a intensificação generalizada do manejo das cabruças, potencialmente, vem reduzindo as árvores-recursos dos MLCDs (Oliveira et al. 2010), reduzindo a ocupação e persistência de suas populações.

Ainda não está claro sobre a ocorrência do MLCD nas áreas de Mata de Cipó.

Pesquisas futuras precisam certificar se a espécie sempre ocorreu em áreas de Mata de Cipó e os levantamentos populacionais anteriores não detectaram sua presença nesse tipo de vegetação (Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2010). Sob outra perspectiva, se o MLCD foi inadvertidamente introduzido nesse ambiente e, devido sua capacidade de sobreviver em distintos habitats, como floresta primária, secundária e cabucas (Raboy & Dietz 2004, Raboy et al. 2004, Oliveira et al. 2010, 2011) conseguiu se estabelecer nesse local. Se a espécie sempre ocorreu em áreas de Mata de Cipó, estudos ecológicos e comportamentais precisam ser realizados para melhor compreender sobre sua capacidade de sobrevivência nesse habitat. Recursos vitais utilizados pela espécie em floresta e cabruca, como de ocos de árvores, sítios preferenciais onde os grupos de MLCDs dormem, e bromélias, locais utilizados para o forrageio de insetos e pequenos vertebrados (Raboy & Dietz 2004, Raboy et al. 2004, Oliveira et al. 2010) são escassos em Mata de Cipó (Soares Filho & Silva, 2007, Soares Filho 2012) e poderia limitar sua sobrevivência. Levantamentos populacionais mais detalhados em áreas de Mata de Cipó também são necessários nas áreas de Mata de Cipó para estimar o tamanho da população neste tipo de vegetação.

Devido à mudança no clima, comunidades florais e fisionomia florestal, acreditava-se ser improvável a ocorrência do MLCD em altitudes superiores à 500-550 m (Pinto & Rylands 1997). Não obstante, assim como esse estudo, Raboy e colaboradores (2013) também reportaram a presença da espécie em quatro localidades com altitude superior a essas (> 500-700 m). As localidades relatadas por Raboy et al. (2013) ainda é ocupada atualmente pelo MLCD. Considerando que a espécie está perdendo habitat em razão das atividades antrópicas (Raboy et al. 2010, Zeigler et al. 2010), fragmentos florestais e cabucas em altitudes elevadas podem estar servindo de refúgio e/ou sítio de alimentação, por isso, devem ser consideradas como áreas potenciais para conservação. A área de distribuição da espécie inclui elevações de até 1.100 m (Pinto & Rylands 1997, Raboy et al. 2013). É necessária uma melhor amostragem dessas áreas, pois já foi documentada a persistência do MLCD em altitudes acima de 500 m. Os recursos utilizados pela espécie em áreas superiores à 500 m podem ser diferentes dos utilizados em florestas ou cabucas de baixas altitudes (< 400 m) (Raboy et al. 2013). Estudos ecológicos e comportamentais de longa duração poderão elucidar melhor sobre tais recursos.

A presença da espécie na Mata de Cipó e em altitudes elevadas (> 550 m) põe em dúvida se esses dois fatores já atuaram como barreira geográfica em sua distribuição

nos limites noroeste, oeste e sudeste (Pinto & Rylands 1997). A degradação e conversão de remanescentes florestais em campos abertos na porção oeste não só tem causado uma redução na área de ocorrência do MLCD, mas também constitui a atual barreira geográfica de sua distribuição nos limites noroeste, oeste e sul. A ocorrência da espécie não foi registrada na região do baixo rio Jequitinhonha, o que mantém essa bacia hidrográfica como limite de sua distribuição ao sul e sudeste. As poucas florestas a jusante do rio Jequitinhonha estão degradadas e a região é dominada por cultivos agrícolas, como seringueiras e eucaliptos, intercalados com áreas de pastagem.

Os fatores que atuam como barreiras geográficas para o MLCD nos limites norte e nordeste não estão totalmente elucidados. Esses limites estão sob áreas florestadas, o que permite a dispersão dos micos e não há barreiras geográficas evidentes nessas áreas, como rios, estradas e rodovias que possam impedir sua dispersão. Segundo Guy e colaboradores (2016), os altos níveis de precipitação e/ou baixa variabilidade de temperatura podem limitar a diversidade de recursos utilizados pela espécie, limitando sua ocorrência nessas áreas, como na região próxima ao rio de Contas, indicada como vazio de informação quanto a distribuição da espécie (Pinto & Rylands 1997). A ocorrência do MLCD não foi registrada no estado de Minas Gerais. A área de distribuição histórica da espécie localizada no território mineiro apresenta poucos e isolados fragmentos degradados, cercados por grandes extensões de pastagens. Condições inviáveis para manter populações a longo prazo e que certamente levaram à extinção dos MLCDs.

Em razão de sua baixa representatividade (8%) em áreas protegidas e altas taxas de desmatamento no sul da Bahia (Azevedo et al. 2021, SOS Mata Atlântica 2021), novas UCs de proteção integral precisam ser implementadas para proteger maiores populações. Análises de Viabilidade Populacional sugerem que, para que uma população de MLCD sobreviva ao longo de 100 anos, mantendo 98% da heterozigosidade genética e sob condições adversas como doenças e catástrofes (população autossustentável), são necessários 960 micos vivendo em áreas com 9.600 a 18.113ha (Zeigler et al. 2010). Nessas condições e sob a suposição que estão seguras do desmatamento, apenas a Reserva Biológica de Una - REBIO-UNA (18.715 ha) e o Parque Nacional da Serra das Lontras - PARNA Serra das Lontras (11.336 ha) têm áreas suficientes para manter populações autossustentáveis. Áreas de alta adequabilidade ambiental e capazes manter populações autossustentáveis já foram determinadas para o MLCD (Guy et al. 2016). A proteção legal destas áreas é essencial

para conservação futura da espécie. Na porção oeste não há remanescentes florestais que possam manter uma população autossustentável (Zeigler et al. 2010). A segurança das populações ocidentais depende de ações imediatas, como a criação de corredores ecológicos para aumentar a conectividade entre os fragmentos e restauração florestal a fim de aumentar a quantidade e a qualidade do hábitat. Além da implementação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) para proteger os poucos remanescentes na porção oeste.

#### **4.2. Estimativa populacional**

As estimativas atuais apontam para um declínio de 60 % no tamanho da população do MLCD nos últimos 30 anos, indicando um estado crítico de ameaça à espécie. A estimativa de Pinto e Rylands (1997) realizada entre 1991 e 1993 (6.187 - 15.429 indivíduos) é inferior à atual (16.522 - 21.822 indivíduos), mas isso não representa necessariamente um crescimento populacional. Extinções locais na porção oeste ocorreram tanto em áreas amostradas por Pinto e Rylands (1997) quanto em localidades visitadas por Raboy et al. (2010). Também houve uma significativa redução (42%) na área de ocorrência do MLCD e a lógica indica que os números populacionais de agora devem ser menores. A primeira estimativa não representou adequadamente o tamanho da população para aquela época e a causa mais provável é uma diferença nos métodos de cálculo do hábitat (os pesquisadores calcularam em 258.109 ha). Considerando o mapa binário de Zeigler (1987) (Zeigler et al. 2010), que estimou uma área adequada para o MLCD de 965.861 ha, o hábitat disponível para a espécie seria 3.7 vezes maior que o inicialmente reportado por esses autores. Portanto, os MLCDs eram mais abundantes há 30 anos atrás, o que pode ser observado na estimativa populacional (40.952 a 54.088 indivíduos) deste estudo (Tabela 2).

Determinar os limites de distribuição e estimativas populacionais para uma espécie que ocorrem em grandes áreas geográficas, em hábitats distintos e em diferentes densidades populacionais não é uma ciência exata. Embora os padrões indiquem uma redução na Extensão de Ocorrência e no Tamanho Populacional do MLCD, as estimativas devem ser tomadas com margem de erro. Hábitat heterogêneo contém muita área de borda (Raboy et al. 2010) e, devido à escassez de recursos, as áreas de vida dos grupos podem ser maiores nessas áreas (Raboy & Dietz 2004, Raboy et al. 2004),



diminuindo a densidade. Apesar de sua capacidade de usar e sobreviver em cabucas, suas populações não ocupam todos esses habitats (Raboy et al. 2010, Oliveira et al. 2011, Almeida-Rocha et al. 2020). Enquanto algumas cabucas têm alta densidade de MLCDs, a depender do manejo e idade das plantações, outras cabucas podem não ser adequadas (Raboy & Dietz 2004, Oliveira et al. 2011, Almeida-Rocha et al. 2020). No entanto, o declínio nas populações do MLCD é uma descoberta certa e deve ser levado a sério.

As populações futuras estão ameaçadas principalmente pelo avanço da pecuária, que incessantemente está convertendo os remanescentes florestais da porção oeste em campos abertos para pecuária extensiva. No leste, a conversão das cabucas em outros cultivos agrícolas ou pastagens e a simplificação estrutural desse agrossistema têm reduzido as árvores-recursos utilizadas pelos MLCDs e a persistência de suas populações neste habitat. A intensificação do uso da terra nos últimos anos no sul da Bahia para aumentar os cultivos agrícolas e a expansão da silvicultura (IBGE, 2019) também tem reduzido o habitat dos MLCDs. Apesar de pouca discussão e falta de estudos para avaliar seus impactos, as rodovias e estradas representam potenciais ameaça para a espécie. Além da morte direta dos indivíduos e/ou grupos resultantes de colisões, por ser uma primata arborícola (Coimbra-Filho & Mittermeier 1973, Rylands et al. 2002), a matriz rodoviária pode estar desestruturando e isolando suas populações. O MLCD é um primata de hábito diurno (Kierulff et al. 2002), e devido ao maior fluxo de veículos neste período do dia, os impactos de colisões podem ser ainda maiores para a espécie do que para outras espécies noturnas.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os resultados atestam um declínio acentuado no Tamanho Populacional e uma redução na Extensão de Ocorrência do MLCD nos últimos 30 anos, sinalizando um aumento no risco de extinção de suas populações. A contínua e acelerada degradação e conversão dos poucos remanescentes florestais incessantemente tem provocado uma retração considerável nos seus limites de distribuição e conseqüente extinções locais de suas populações, especialmente na porção oeste. Certamente essa porção deixará de existir em um futuro não muito distante, a menos que ações intensas e eficazes sejam implementadas. Apesar da relevância em manter as maiores populações, a conversão das cabucas ao leste - habitat principal para os MLCDs nessa porção - em outros

cultivos agrícolas ou pastagens inviáveis para a sobrevivência da espécie, tem gerado uma redução de sua ocorrência. A intensificação generalizada do manejo das cabruças como tentativa de aumentar a produção do cacau, tipicamente vem reduzindo grande quantidade árvores de sombra, potencialmente, dizimando as principais árvores-recursos dos MLCDs neste hábitat e reduzindo sua ocupação.

Considerando que nenhum remanescente na porção oeste é grande o suficiente para manter uma população autossustentável, deve-se fomentar a criação de corredores ecológicos e restauração passiva e ativa de hábitat através da regeneração natural da floresta para garantir e/ou aumentar a conectividade dos fragmentos remanescentes para proteger as poucas populações ocidentais. Além do estabelecimento de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) como medida de proteção mais efetiva dos remanescentes florestais nessa porção. O planejamento de ações a fim de proteger os MLCDs nas cabruças ao leste é algo mais complexo uma vez que envolve questões econômicas. Nesse sentido, a valorização da produção do cacau através da produção orgânica e/ou certificação de qualidade a fim de agregar valor ao cacau produzido em cabruças tem mostrado bons resultados e por isso precisa alcançar maior número de produtores. Visando minimizar os danos causados pela remoção legal de árvores de sobra nas cabruças, é importante que inclua aos planos de manejo das cabruças ou crie um novo plano de manejo que especifique as árvores que são reconhecidamente utilizadas como alimento ou abrigo pela espécie. Adicionalmente, sensibilizar os cacauicultores sobre a importância vital para os MLCDs em manter estas árvores em suas propriedades.

A baixa representatividade da espécie em áreas protegidas, associada aos altos índices de desmatamento no sul da Bahia, é outra grande ameaça às populações. Considerando que áreas de alta adequabilidade já foram identificadas dentro do limite atual de distribuição da espécie, estabelecer novas UCs de Proteção Integral é crucial para proteção futura de maiores populações. Também é necessário estabelecer RPPNs, além de incentivar a recuperação de áreas degradadas através das cabruças na porção leste. Os valores atuais estimados podem sugerir que o MLCD está em melhores condições de conservação do que suas três espécies-congêneres (*L. rosalia*, *L. chrysopygus* e *L. caissara*) devido a sua maior Extensão de Ocorrência e População Remanescente. No entanto, esses parâmetros não podem ser usados como indicadores da estabilidade e segurança da população. Os MLCDs estão em declínio e medidas

efetivas precisam ser tomadas para proteger e recuperar suas populações e hábitat, prioritariamente na porção oeste.

Por último, mas não menos importante, é fundamental a continuidade dos estudos ecológicos e comportamentais de longa duração a fim de melhor compreender sobre a capacidade de sobrevivência de suas populações em seus distintos hábitats, como cabucas, floresta primárias e floresta secundária. Nesse sentido, tais estudos precisam ser ampliados para hábitats ainda não investigados, como florestas em altitudes elevadas (> 500-550 m) e áreas constituídas por Mata de Cipó, ou pouco explorados, como Floresta Estacional Semidecidual. Entender a flexibilidade ecológica e comportamental que permite a sobrevivência do MLCD nesses hábitats, assim como as condições ambientais e recursos limitantes à sua ocorrência, é essencial para o manejo e formulação de estratégias visando sua conservação. Especificamente para a Mata de Cipó, estudos futuros precisam melhor amostrar a localização e tamanho da população nesse hábitat, além de avaliar se a espécie sempre ocorreu em áreas de Mata de Cipó ou se é uma espécie alóctone.

#### LITERATURA CITADA

- Alger K, Caldas M (1994) The declining cocoa economy and the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil: conservation attitudes of cocoa planters. *The Environmentalist*, v. 14, p. 107-119
- Almeida-Rocha JM, Peres CA, Monsalvo JB, Oliveira LC (2020) Habitat determinants of golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) occupancy of cacao agroforests: Gloomy conservation prospects for management intensification. *American Journal of Primatology*. DOI: 10.1002/ajp.23179
- Araujo M, Keith A, Rocha R, Mesquita CAB (1998) A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica– MAB – UNESCO. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica 8:1–36
- Azevedo T, Rosa MR, Shimbo JZ, de Oliveira MG (eds) (2021) Relatório anual do desmatamento no Brasil 2020. MapBiomas. São Paulo, Brasil, 93 pp. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>. Acesso em 01 de novembro de 2021

- Bailey KD (1982) *Methods of social research*. 2 ed. McMillan Publishers, New York
- Baker AJ, Bales K, Dietz JM (2008) Sistemas de acasalamento e dinâmicas de grupo em micos-leões. In: Kleiman DG, Rylands AB (eds) *Micos-leões: Biologia e conservação*. Brasília: MMA, p251 – 284
- Benz JJ, French JA, Leger DM (1990) Sex differences in vocal structure in a callitrichid primate, *Leontopithecus rosalia*. *American Journal of Primatology*, 21, 257-264
- Cassano CR, Barlow J, Pardini R (2014) Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation*, 169, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.006>
- De Vleeschouwer K. et al. (2011) Golden-Headed Lion Tamarin Research in the 21ST Century: Recent Advances and Potential Areas of Future Research. *Neotropical Primates*, 18(2):72-76
- Dietz JM, de Sousa SNF, Billerbeck, R (1996) Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Dodo, Journal of the Wildlife Preservation Trusts*, 32: 115-122
- Dietz JM, Baker AJ (1993) Polygyny and female reproductive success in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *Animal Behavior*, 46: 1067-1078
- Dietz JM, Sousa SNF, Silva JRO (1994) Population structure and territory size in golden-headed lion tamarins, *Leontopithecus chrysomelas*. *Neotropical Primates*, 2 (suppl.): 21-23
- Faria D, Paciencia MLB, Dixo M. et al. (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers Conserv* 16:2335–2357
- Gaston KJ, Fuller RV (2009) The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1-9
- Google (2020) Google, Earth Pro 7.3.2. Acessado em 30 de junho de 2020

- Gouvêa JBS, Mattos LA, Hori M (1975) Fitogeografia In: Diagnóstico Socioeconômico da Região Cacaueira, vol 7: Recursos Florestais. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) e Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas – OEA. Ilhéus, Bahia, Brasil
- Guidorizzi CE (2008) Ecologia e comportamento do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um fragmento de Floresta Semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil. Dissertação de mestrado não publicada. Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC. Ilhéus, Bahia, Brasil
- Guy C, Cassano CR, Cazarre L, et al. (2016) Evaluating Landscape Suitability for Golden-Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) and Wied's Black Tufted-Ear Marmosets (*Callithrix kuhlii*) in the Bahian Atlantic Forest. *Tropical Conservation Science*. Vol. 9 (2): 735-757. doi.org/10.1177/194008291600900211
- Hays, TE (1976) An Empirical Method for the Identification of Covert Categories in Ethnobiology. *American Ethnologist* 3:489-507
- Holst B, Medici EP, Marino-Filho OJ, Kleiman D, Leus K, Pissinatti A, Vivekananda G, Ballou JD, Traylor-Holzer K, Raboy B, Passos F, De Vleeschouwer K, Montenegro MM (eds) (2006) Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005, final report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN
- Huntington HP (2000) Using Traditional Ecological Knowledge in Science: Methods and Applications. *Ecological Applications* 10:1270-1274
- IBGE (2019) Mapa de vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15842-biomas.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em 13 de outubro de 2019
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee

- IUCN Standards and Petitions Committee. 2022. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 15.1. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Acesso em 10 de maio de 2022
- Jankowski JE, Rabenold KN (2007) Endemism and local rarity in birds of neotropical montane rainforest. *Biological Conservation*, 138:453–463
- Jerusalinsky J (2013) Distribuição geográfica e conservação de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 (Primates – Pitheciidae) na Mata Atlântica do nordeste do Brasil. Tese de doutorado não publicada. Universidade Federal da Paraíba – UFPB, João Pessoa, Paraíba, Brasil
- Jerusalinsky L, Oliveira MM, Pereira RF, Santana V, Bastos PCR, Ferrari SF (2006) Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. *Primate Conservation* 21:25–32
- Kierulff MCM, Rylands AB (2003) Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, 59 (1): 29–44
- Kierulff MCM, Raboy BE, Oliveira PP, Miller K, Passos FC, Prado F (2002) Behavioral Ecology of Lion Tamarins. In: Kleiman, DG, Rylands, AB (2008) *Lion Tamarins, Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- MMA / ICMBio (2016) Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central (PAN MAMAC). Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-mamac/1-ciclo/pan-mamac-livro-1.pdf>. Acesso em 06 de novembro de 2020
- MMA / ICMBio (2018) Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-da-coleira (PAN PPMA). Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-primatas-e-preguica-da-ma/1-ciclo/pan-primatas-e-preguica-da-ma-sumario.pdf>. Acesso em 05 de junho de 2021

- Moraes AM, Ruiz-Miranda CR, Galetti-Jr PM, Niebuhr BB, Alexandre BR, Muylaert RL. et al. (2018) Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 224, 178–187
- Mori SA, Boom BM, de Carvalho AM, dos Santos TS (1983) Southern Bahian moist forests. *The Botanical Review*, 49(2), 155–232.  
<https://doi.org/10.1007/BF02861011>
- Oliveira LC, Hankerson SJ, Dietz JM, Raboy BE (2010) Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shadecocoa management in Southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation*, 13(1), 60–70.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00296.x>
- Oliveira LC, Neves LG, Raboy BE, Dietz JM (2011) Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management*, 48 (2), 248-262
- Oliveira LC, Neves LG, Kierulff MCM, Jerusalinsky L, Mittermeier R, Rylands A (2021) *Leontopithecus chrysomelas*. THE IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES, v. 1, p. 1-18.
- Oliver WLR, Santos IB (1991) Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of south-east Brazil. Wildlife Preservation Trust Special Scientific Report, 4, 1-126
- Peres CA (1986) Ranging patterns and habitat selection in golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766) (Callitrichidae, Primates). In *A Primatologia no Brasil-2* (ed. M.T. de Mello), pp.223-233. Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília
- Pinto LPS, Rylands AB (1997) Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. *Folia Primatologica*. 68: 167-180

- Printes RC, Rylands AB, Bicca-Marques JC (2011) Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of north-east Brazil. *Oryx* 45(3): 439-443
- Raboy B, Dietz J (2004) Diet, foraging, and the use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology* 63: 1-15
- Raboy BE, Christman MC, Dietz JM (2004) The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). *Oryx*, 38 (1): 75-83
- Raboy BE, Neves LG, Zeigler S, Saraiva NA, Cardoso N, dos Santos GR, Leimgruber P (2010) Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. *Biotropica*, 42(3), 388–397. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00595.x>
- Raboy BE, Neves LG, Zeigler SL, Oliveira LC (2013) Occurrences of the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) above 500 meters in southern Bahia, Brazil and implications for conservation planning. *Primate Conservation*, (26): 25-31
- Rodrigues ASL, Pilgrim JD, Lamoreux M, Hoffmann, JF, Brooks TM (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21:71–6.
- Rosa MR, Brancalion PHS, Crouzeilles R, Tambosi LR, Piffer PR, Lenti FEB, Hirota M, Santiami E, Metzger JP (2021) Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Ecology*. DOI:10.1126/sciadv.abc4547.
- Ruiz-Miranda CR, Kleiman DG (2002) Conspicuousness and complexity: Themes in lion tamarin communication. In: Kleiman DG, Rylands AB (eds) (2008) *Lion tamarins biology and conservation*, pp. 233–254. Smithsonian Institution Press, Washington, DC
- Rylands AB (1989) Sympatric Brazilian callitrichids: the black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution*, 18 (7): 679-695



- Rylands AB (1993) The ecology of the lion tamarins, *Leontopithecus*: some intrageneric differences and comparisons with other callitrichids. In: Rylands AB (ed) Marmosets and tamarins - systematics, behaviour, and ecology, pp.296-313, University Press, Oxford
- Schroth G, Bede LC, Paiva AO, Cassano CR, Amorim AM, Faria D. et al. (2015) Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20(7), 1175–1190. <https://doi.org/10.1007/s11027-013-9530-7>
- Schweiger OR, Heikkinen M, Kuussaari J, Pöyry (2013) Methods for cross-scale species distribution modelling. *SCALES Brief*, 4:1-2
- Soares Filho AO (2012) Fitogeografia e estrutura das florestas estacionais decíduas do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Feira de Santana, Bahia, 332p
- Soares Filho AO, Silva JP (2007) Diagnóstico ecológico e Arqueológico Inicial da Serra de Monte Alto a criação da unidade de conservação. Relatório da Excursão de Setembro de 2006 à Serra de Monte Alto a Serra 45pp. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia UESB
- SOS Mata Atlântica (2021) Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período. Período: 2019 – 2020. Relatório Técnico. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: São Paulo, Brasil
- Souza et al. (2020) Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine - Remote Sensing, Volume 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735
- Valladares-Padua C, Prado F, Maia, RG (2000) *Survey of new populations of black-faced lion tamarin (Leontopithecus caissara) in São Paulo and Paraná states*. Unpublished report. Margot Marsh Biodiversity Foundation & IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas)
- Zeigler SL, Fagan WF, De Fries R, Raboy BE (2010) Identifying Important Forest Patches for the Long-term Persistence of the Endangered Golden-Headed Lion

Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). *Tropical Conservation Science*, 3 (1):63-77

Zeigler SL, De Vleeschouwer KM, Raboy BE (2013) Assessing Extinction Risk in Small Metapopulations of Golden-headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Bahia State, Brazil. *Biotropica* 0(0): 1–8

## MATERIAL SUPLEMENTAR

### Apêndice S1: Termo de consentimento livre e esclarecido utilizado nas entrevistas

#### TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

##### DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E ESTADO DE CONSERVAÇÃO ATUAL DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA, *Leontopithecus chrysomelas* (CALLITRICHIDAE, PRIMATES)

Prezado senhor(a), meu nome é **Joanison Vicente dos Santos Teixeira**, sou estudante da **Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)** e gostaria de convidá-lo(a) para participar de forma voluntária da pesquisa intitulada “**DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E ESTADO DE CONSERVAÇÃO ATUAL DO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA, *Leontopithecus chrysomelas* (CALLITRICHIDAE, PRIMATES)**”, que ocorre sob a coordenação do Prof. Dr. Leonardo de Carvalho Oliveira. A pesquisa tem como objetivos principais: Investigar a distribuição geográfica atual do mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) visando subsidiar o desenvolvimento de estratégias de manejo para sua conservação, assim como, reavaliar seu estado atual de conservação. Dessa forma, a sua opinião será importante para identificar e registrar os locais que o mico-leão-da-cara-dourada ocorre no sul da Bahia e entender o conhecimento tradicional que as pessoas têm sobre a espécie, podendo assim contribuir para a sua conservação.

Se o sr(a) aceitar participar desse estudo, poderá dar sua opinião sobre os assuntos tratados e responderá algumas perguntas na forma de uma entrevista. Durante a entrevista será utilizado um gravador de áudio, e se tiver a sua permissão a entrevista será gravada para que depois possamos transformar em texto e posteriormente analisar as informações sem identificar a autoria de cada resposta. A entrevista poderá ser solicitada pelo(a) senhor(a) a qualquer momento e após um período de 5 anos será totalmente apagada. Não será coletado nenhum áudio que permita a sua identificação. Se o senhor(a) permitir serão realizados registros fotográficos de objetos e/ou lugares que não permita a sua identificação, que serão divulgados em trabalhos científicos.

Para minimizar quaisquer riscos de desconforto e constrangimentos ao responder as perguntas sobre o tema, o sr(a) terá liberdade para pedir esclarecimentos sobre qualquer questão, bem como não responder a alguma pergunta ou desistir de participar da pesquisa a qualquer momento que desejar, e não será penalizado de nenhuma forma. Como responsável pelo trabalho, me comprometo em manter segredo de todos os seus dados pessoais. Asseguro também que não haverá nenhum gasto financeiro para participar da pesquisa, bem como não haverá nenhum tipo de remuneração. Entretanto,

se o senhor(a) tiver algum gasto por causa da pesquisa será reembolsado. Garanto também que o senhor(a) tem o direito a indenização caso haja algum prejuízo financeiro ou moral por causa do trabalho. Seu nome e todas as informações pessoais serão mantidas em segredo e não serão divulgadas em nenhum trabalho.

Esse termo foi impresso em duas vias iguais, nós ficaremos com uma via e o Sr(a) com a outra. Se não tiver nenhuma dúvida sobre este trabalho e aceitar participar dessa pesquisa pedimos que assine este documento na linha abaixo. Agradecemos a sua contribuição.

---

**Joanison Vicente dos Santos Teixeira**

Pesquisador Responsável  
 Telefone para contato: (75) 9 88090194 / (73) 9 98033729

Eu, \_\_\_\_\_, aceito participar das atividades da pesquisa e fui devidamente informado que participarei de uma entrevista. Foi-me garantido que posso desistir de participar a qualquer momento, sem que isso leve a qualquer penalidade, e que os dados de identificação não serão divulgados.

Local/data: \_\_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

---

Assinatura

---

Testemunha 1

---

Testemunha 2

DIGITAL

Esta pesquisa teve os aspectos relativos à Ética da Pesquisa envolvendo Seres Humanos analisados pelo Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Estadual de Santa Cruz. Em caso de dúvidas sobre a ética desta pesquisa ou denúncias de abuso, procure o CEP, que fica no Campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, KM16, Bairro Salobrinho, Torre Administrativa, 3º andar, CEP 45552-900, Ilhéus, Bahia. Fone (73) 3680-5319. E-mail: cep\_uesc@uesc.br. Horário de funcionamento: segunda a quinta-feira, de 8h às 12h e de 13h30 às 16h.”

**Apêndice S2:** Termo de autorização de uso de imagem utilizado nas entrevistas**TERMO DE AUTORIZAÇÃO DE USO DE IMAGEM**

Eu, \_\_\_\_\_, portador(a) de cédula de identidade nº \_\_\_\_\_, AUTORIZO a \_\_\_\_\_ o uso de minha imagem e depoimentos em qualquer meio de comunicação para fins didáticos, de pesquisa e divulgação de conhecimento científico sem quaisquer ônus e restrições. Fica ainda autorizada, de livre e espontânea vontade, para os mesmos fins, a cessão de direitos da veiculação, não recebendo para tanto qualquer tipo de remuneração.

\_\_\_\_\_, \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 20\_\_\_\_.

Ass. \_\_\_\_\_

Esta pesquisa teve os aspectos relativos à Ética da Pesquisa envolvendo Seres Humanos analisados pelo Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Estadual de Santa Cruz. Em caso de dúvidas sobre a ética desta pesquisa ou denúncias de abuso, procure o CEP, que fica no Campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, KM16, Bairro Salobrinho, Torre Administrativa, 3º andar, CEP 45552-900, Ilhéus, Bahia. Fone (73) 3680-5319. E-mail: cep\_uesc@uesc.br. Horário de funcionamento: segunda a quinta-feira, de 8h às 12h e de 13h30 às 16h.”

**Apêndice S3: Roteiro da entrevista**

Data: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

**ROTEIRO DA ENTREVISTA****Parte I: Características do informante**

Local: \_\_\_\_\_ Tipo de propriedade: \_\_\_\_\_ Tamanho (ha): \_\_\_\_\_  
 Município: \_\_\_\_\_ Proprietário: \_\_\_\_\_  
 Referência no mapa (GPS): \_\_\_\_\_  
 Nome do entrevistado: \_\_\_\_\_  
 Profissão: \_\_\_\_\_  
 Quanto tempo vive na área: \_\_\_\_\_  
 Escolaridade: \_\_\_\_\_  
 Como foi selecionado: indicado /mora perto fragmento /outros

**Parte II: Identificação do MLCD**

Primatas de ocorrência na região. Quais ocorrem? Comuns e raros?  
 O MLCD ocorre aqui? Qual é ele? S/N/Não sabe/ já ocorreu.  
 Ocorre nesse fragmento? S/N/Não sabe.  
 Qual a última vez que viu?  
 Já viu em outro fragmento? Se sim, mostrar aonde  
 Qual tipo de mata que geralmente vê? Cabruca?

**Parte III: Conhecimento do informante sobre o MLCD**

1. Conhece este animal? Por qual nome?
2. Descreve o animal (como ele é?): ( ) sim; ( ) não
3. Já viu o animal? ( ) sim; ( ) não, por descrição de terceiros, fotos ou pela televisão.
4. O que o MLCD come?  
 ( ) pequenos vertebrados. Qual(is)? ( ) flor. Qual(is)? ( ) fruto. Qual(is)?  
 ( ) folha. Qual(is)? ( ) outros. Qual(is)? Utiliza ferramentas?
5. Qual animal come o MLCD?
6. Já viu ele com outro animal? Qual? Por que andam juntos?

7. O que você sabe sobre a vida do MLCD (ecologia e biologia)?

**Vive:**  solitário;  em casal;  em bando;  não sabe

**Ela tem filhote:**  menos de um filhote por ano;  1 filhote por ano;  2 filhotes por ano;  3 filhotes por ano  vários filhotes por ano;  não sabe

**Quantos filhotes pare:**  1 filhote;  2 filhotes;  3 filhotes;  não sabe

**Quando não está dormindo ela fica:**  a maior parte do tempo no alto das árvores;  utiliza as árvores e o chão na mesma proporção;  utiliza mais o chão;  não sabe

**Onde eles dormem:**  no chão;  nas bromélias;  ocos de árvores;  outro local, onde?

**Na floresta ou cabruca, desce das árvores para:**  se deslocar entre árvores no interior da floresta;  não desce nunca;  defecar;  não sabe

**Na floresta ou cabruca, com que frequência desce ao chão:**  todo dia;  toda semana;  nunca;  não sabe

**Qual o tipo de ambiente que ele mais usa?**

Floresta primária;  Floresta secundária;  Cabruca  Capoeira;  Seringal/Jaqueira;  Pastos

8. Já ouviu falar de algum remédio/ritual/crença feito a partir de partes do MLCD? Você acha que na região existiam mais MLCDs no passado do que hoje? Por que?

9. Qual a principal atividade humana que prejudica os MLCDs?

10. O que você acha que é preciso fazer para conservar os MLCD?

#### Parte IV: Histórico da mata

**Corte seletivo:** não / moderado / muito / nenhuma informação

**Fogo:** não / moderado / muito / nenhuma informação

**Caça:** não / moderado / muito / nenhuma informação

**Macacos como animais estimação:** conhece / nenhuma informação

**Outros impactos diretos aos primatas** (p.ex. atropelamentos, eletrocussões, predação por cachorros, uso como alimentação, caça comercial e esportiva)

**Conflitos gerados pelo impacto de primatas sobre atividades humanas** (p.ex. predação de roças, roubo de alimento, destelhamento, invasão de residência, mordeduras, risco de doenças)

**Descrição habitat estudado e ao seu redor** (tipo de vegetação e uso da terra na localidade).

**Apêndice S4:** Ficha de campo utilizada durante a vistoria dos fragmentos a partir da técnica de playback.

Data	Município	Local	Proprietário	Administrador	x (long)	y (lat)	Ocorre o mico?	<p style="text-align: center;"><b>Informações</b></p> <p style="text-align: center;">Tamanho do grupo, presença de filhotes, visualização, vocalização, vestígio, tipo de vegetação, uso do solo, corte seletivo, fogo, caça, domesticação de animais, pecuária, outros impactos</p>

**Observação:**

---



---



---



---



**Apêndice S5:** Localidades com registro de ocorrência de *L. chrysomelas* obtidos entre os anos de 1991 e 1993 por Pinto e Rylands (1997).

- 1) Fazenda Diamantina, 5 km de Tapirama, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>11' S - 39<sup>o</sup>40' W; animal em cativeiro.
- 2) Rio Gongoji, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>12' S - 39<sup>o</sup>38' W; peles coletadas por O.M.O. Pinto (1932), citado em Vieira (1955), Coimbra-Filho (1970), Hershkovitz (1977).
- 3) Tapirama, 7 km a oeste de Barra do Rocha, margem direita do Rio de Contas, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>13' S - 39<sup>o</sup>40' W; informação.
- 4) Fazenda Boa Sorte, vizinhança de Tapirama, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>14' S - 39<sup>o</sup>39' W; visualização.
- 5) Estrada da Barragem do Funil, margem direita do Rio de Contas, Fazenda São Jorge e região do Cachorro D'Água, Ubaitaba, Bahia, 14<sup>o</sup>15' S - 39<sup>o</sup>28' W; informação.
- 6) Fazenda Santo Antônio, 6 km da ponte sobre o Rio de Contas ligando Gongoji-Ubaitaba, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>16' S - 39<sup>o</sup>29' W; informação.
- 7) Esquina do Rocha, vizinhança de Nova Palma, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>18' S - 39<sup>o</sup>35' W; informação.
- 8) Fazenda Riacho Filó, região do Piancó, margem esquerda do Rio Gongoji, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>18' S - 39<sup>o</sup>41' W; visualização.
- 9) Fazenda Gebara, Esquina do Gongoji, Gongoji, Bahia, 14<sup>o</sup>20' S - 39<sup>o</sup>31' W; informação.
- 10) Fazendas Santa Inês e Guanabara, Rio da Visagem, vizinhança de Laje do Branco, Aureliano Leal, Bahia, 14<sup>o</sup>25' S - 39<sup>o</sup>26' W; informação.
- 11) Fazenda Papuan, 19 km a leste de Dário Meira na BA-030, Ibicuí, Bahia, 14<sup>o</sup>25' S - 39<sup>o</sup>45' W; informação.
- 12) Fazenda Palestina, 16 km a leste de Dário Meira na BA-030, Ibicuí, Bahia, 14<sup>o</sup>26' S - 39<sup>o</sup>46' W; informação.
- 13) Vizinhança de Banco Central, Aureliano Leal, Bahia, 14<sup>o</sup>30' S - 39<sup>o</sup>23' W; informação; Rylands *et al. in press*.
- 14) Região do Rio do Ouro, sudeste de Ibitupã, Ibicuí, Bahia, 14<sup>o</sup>33' S - 39<sup>o</sup>44' W; informação.
- 15) Vizinhança de Pimenteira, Ilhéus, Bahia, 14<sup>o</sup>34' S - 39<sup>o</sup>26' W; informação; Rylands *et al. in press*.
- 16) Vizinhança de Coaraci, Serra da Palha, Bahia, 14<sup>o</sup>39' S - 39<sup>o</sup>33' W; informação.
- 17) Região do Ribeirão do Café, margem direita do Rio Novo, 15 km ao sul de Ibitupã, Ibicuí, Bahia, 14<sup>o</sup>39' S - 39<sup>o</sup>52' W; informação.
- 18) Fazenda Quixadá, 3 km ao sul da BA-262 (Rod. Ilhéus-Uruçuca) na estrada para Rio do Braço, Ilhéus, Bahia, 14<sup>o</sup>41' S - 39<sup>o</sup>14' W; informação.
- 19) Siqueiro Grande, leste de Itajuípe, Itajuípe, Bahia, 14<sup>o</sup>41' S - 39<sup>o</sup>26' W; informação.
- 20) Fazenda Graciosa, 25 km ao norte de Ibicuí, na estrada Ibicuí-Ibitupã, Ibicuí, Bahia, 14<sup>o</sup>41' S - 39<sup>o</sup>53' W; informação.
- 21) São Roque, 8 km a leste de Almadina, Coaraci, Bahia, 14<sup>o</sup>43' S - 39<sup>o</sup>34' W; informação.
- 22) Ribeirão Mutuns, 5 km a noroeste de Itabuna, Itabuna, Bahia, 14<sup>o</sup>44' S - 39<sup>o</sup>18' W; informação.

- 23) Ribeirão das Flores, Serra Tomba Morro a nordeste de Iguai, Iguai, Bahia, 14°45' S - 40°02' W; informação.
- 24) Água Doce, 17 km a nordeste de Ibicuí, Ibicuí, Bahia, 14°46' S - 39°50' W; informação.
- 25) Vizinhança de Salobrinho, Ilhéus, Bahia, 14°47' S - 39°12' W; informação; Oliver & Santos (1991).
- 26) Fazenda Borrachudo, Itabuna, Bahia, 14°48' S - 39°16' W; pele coletada pelo Serviço do Estudo e Pesquisa sobre a Febre Amarela (SEPSFA, 1945); citado por Hershkovitz (1977); espécime no FMNH.
- 27) Fazenda Aporá, 11 km na estrada para Água Doce, ao norte de Santa Cruz da Vitória, Santa Cruz da Vitória, Bahia, 14°48' S - 39°50' W; pele.
- 28) Fazenda Buenos Aires, Ribeirão dos Índios, entre Ibicuí e Água Doce, Ibicuí, Bahia, 14°48' S - 39°54' W; informação.
- 29) Fazenda Pirataquissé, Ilhéus, Bahia, 14°50' S - 39°05' W; pele coletada pelo Serviço do Estudo e Pesquisa sobre a Febre Amarela (SEPSFA, 1944), citado por Hershkovitz (1977).
- 30) 7 km ao sul de Ilhéus, BA-001 (Rodovia Ilhéus-Canavieiras), Ilhéus, Bahia, 14°51' S - 39°02' W; informação; Oliver & Santos (1991).
- 31) Fazenda Iracema, 7 km na estrada de Nova Canaã-Vila Icarai, Nova Canaã, Bahia, 14°51' S - 40°10' W; informação.
- 32) Vizinhança de Floresta Azul, Bahia, 14°52' S - 39°39' W; informação; Rylands *et al. in press.*
- 33) Fazenda Limoeiro, 10 km da estrada Nova Canaã-Itajaí, Nova Canaã, Bahia, 14°53' S - 40°08' W; visualização.
- 34) Fazenda Canal Torto, estrada para Água Doce ao norte de Santa Cruz da Vitória, Santa Cruz da Vitória, Bahia, 14°53' S - 39°50' W; informação.
- 35) Riacho do José Antônio, margem direita do Rio Gongoji ao sul de Iguai, Nova Canaã, Bahia, 14°53' S - 40°05' W; informação.
- 36) Fazenda Mirassol, 6 km de Santa Cruz da Vitória na BA-415, Santa Cruz da Vitória, Bahia, 14°56' S - 39°47' W; informação.
- 37) Ribeirão da Fortuna, Estação da Mata do Cacau e km 5 na BA-251 (Rodovia Buerarema-Ilhéus), Buerarema, Bahia, 14°57' S - 39°19' W; peles coletadas pelo Serviço do Estudo e Pesquisa sobre a Febre Amarela (SEPSFA, 1944/1945), citado por Coimbra-Filho (1970), Hershkovitz (1977); espécimes no MNRJ-8518 e MNRJ-8523.
- 38) Ponto do Astério, encontro entre as rodovias BA-130 e BA-415, a nordeste de Firmino Alves, Bahia, 14°57' S - 39°54' W; informação.
- 39) Fazenda Santa Terezinha, 8 km a leste de Caatiba, margem do Rio São Bento, Caatiba, Bahia, 14°57' S - 40°20' W; informação.
- 40) Fazenda Ferkau, vizinhança de Olivença, Ilhéus, Bahia, 14°58' S - 39°02' W; informação.
- 41) Vizinhança de Santa Cruz da Vitória, Bahia, 14°58' S - 39°49' W; informação.
- 42) Fazenda Ipiranga, região do Acará depois do Córrego da Pedra Mimosa, Caatiba, Bahia, 15°00' S - 40°16' W; informação.
- 43) Vizinhança de Olivença, Ilhéus, Bahia, 15°02' S - 39°00' W; informação; Oliver & Santos (1991).
- 44) Sapucaieira, região do Rio Aguípe, Ilhéus, Bahia, 15°02' S - 39°04' W; informação.

- 45) Serra Pelada, 7 km ao sul de Caatiba, Bahia, 15°02' S - 40°24' W; informação.
- 46) Fazenda Santa Rosa, 10 km ao sul de Olivença, BA-001 (Rodovia Ilhéus-Canavieiras), Ilhéus, Bahia, 15°03' S - 39°00' W; informação.
- 47) Fazenda Limeira, Sapucaieira, região do Rio Aguípe, Ilhéus, Bahia, 15°03' S - 39°04' W; visualização.
- 48) Fazenda Café sem Troco, 11 km na estrada Santa Cruz da Vitória-Itajú do Colônia, Santa Cruz da Vitória, Bahia, 15°03' S - 39°48' W; informação.
- 49) Vizinhança de Rio do Meio, Itororó, Bahia, 15°04' S - 39°59' W; informação.
- 50) Fazenda Santa Fé, 8 km a leste de Itororó na BA-415 (Rodovia Itabuna-Vitória da Conquista), Itororó, Bahia, 15°06' S - 40°00' W; informação.
- 51) Fazenda Itajubá, Rio Piabanha, 16 km ao norte de Itapetinga, Itambé, Bahia, 15°06' S - 40°13' W; informação.
- 52) Fazenda Quatro de Julho, limite norte da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°08' S 39°11' W; informação.
- 53) Fazenda UNACAU, noroeste da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°08' S - 39°17' W; visualização; Alves (1990).
- 54) Fazenda Nova Guaiaquil, vizinhança de Rio do Meio, Itororó, Bahia, 15°08' S - 39°57' W; visualização.
- 55) Fazenda Santa Terezinha, região do Barro Branco, sudeste de Rio do Meio, Itororó, Bahia, 15°08' S - 39°58' W; informação.
- 56) Fazenda Alegre, região do Barro Branco, sudeste de Rio do Meio, Itororó, Bahia, 15°09' S 39°56' W; informação.
- 57) Fazenda Santa Júlia, 13 km ao norte de Itapetinga, Rio do Ouro, Itambé, Bahia, 15°09' S - 40°13' W; visualização.
- 58) Fazenda Jaqueiral, limite sudeste da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°10' S - 39°03' W; informação.
- 59) Barro Vermelho, limite sudeste da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°10' S - 39°03' W; visualização; Rylands *et al. in press*.
- 60) Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°11' S - 39°03' W; visualização; Rylands *et al. in press*.
- 61) Fazenda Piedade, limite oeste da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°11' S - 39°12' W; visualização; Alves (1990).
- 62) Vizinhança de Jussari, Bahia, 15°11' S - 39°30' W; informação; Rylands *et al. in press*.
- 63) Córrego Ribeirão Grande, encontro com o Rio Catolé Pequeno, noroeste de Itapetinga, Itambé, Bahia, 15°11' S - 40°21' W; informação.
- 64) Lagoa do Mabaço, 13 km a nordeste de Una, próximo ao rio Maruí, Una, Bahia, 15°12' S - 39°01' W; visualização; Rylands *et al. in press*.
- 65) Rodovia Ilhéus-Canavieiras (BA-001), restinga arbórea, Una, Bahia, 15°12' S - 39°01' W; visualização; Rylands *et al. in press*.
- 66) Fazenda Santo Antônio, 12 km ao norte de Una na BA-001 (Rodovia Ilhéus-Canavieiras), Una, Bahia, 15°12' S - 39°02' W; informação.
- 67) Fazenda Jueirana, limite oeste da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°12' S - 39°09' W;

informação.

- 68)** Fazenda Teimoso, sudeste de Jussari, Jussari, Bahia, 15°12' S - 39°29' W; visualização; Lima (1990).
- 69)** Ribeirão das Minhocas, Rio Ilhéus, Bahia, 15°12' S - 39°57' W; peles coletadas por Wied-Neuwied (1815-1817), citado por Coimbra-Filho (1970), Hershkovitz (1977). Observação: Localidade tipo da espécie segundo Hershkovitz (1977).
- 70)** Fazenda São Jorge, Ribeirão da Onça, leste de Itapetinga, Bahia, 15°12' S - 40°09' W; informação.
- 71)** Fazenda Cabana da Serra, limite sul da Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°13' S - 39°04' W; informação.
- 72)** Fazenda São José, 5 km na BA-670 (Rodovia BA-415-Potiraguá), Itapetinga, Bahia, 15°13' S - 40°04' W; informação.
- 73)** Fazenda Consolo da Nega, Riacho Sapucaia, vizinhança de Itapetinga, Bahia, 15°13' S - 40°11' W; informação.
- 74)** Piruna Agro Ltda (Fazenda Pirelli), norte de Colônia de Una, Una, Bahia, 15°14' S - 39°08' W; informação.
- 75)** Fazenda Ássica, 15 km na estrada Una-São José, Una, Bahia, 15°14' S - 39°11' W; informação.
- 76)** Fazenda Dendhevea, 20 km a leste de Una, estrada Una-Arataka, Una, Bahia, 15°14' S - 39°13' W; visualização.
- 77)** Ribeirão da Alegria, Serra da Bananeira, sudoeste de Itajú do Colônia, Itajú do Colônia, Bahia, 15°14' S - 39°44' W; informação.
- 78)** Fazenda Sol Nascente, 7 km ao norte de Una, Una, Bahia, 15°15' S - 39°03' W; informação.
- 79)** Fazenda Segredinho, 3 km ao norte de Una na BA-001 (Rodovia Ilhéus-Canavieiras), Una, Bahia, 15°15' S - 39°03' W; visualização.
- 80)** Km 15, estrada Una-Arataka, Una, Bahia, 15°15' S - 39°12' W; informação.
- 81)** Rodovia Una-Ribeirão da Serra, em direção a Reserva Biológica de Una, Una, Bahia, 15°16' S - 39°06' W; visualização; Rylands *et al. in press*.
- 82)** Estação Experimental Djalma Bahia-CEPLAC, Una, Bahia, 15°17' S - 39°03' W; visualização.
- 83)** Estação Experimental Lemos Mais-CEPLAC, Una, Bahia, 15°17' S - 39°05' W; visualização.
- 84)** Rodovia Una-Colônia de Una, Una, Bahia, 15°17' S - 39°06' W; visualização; Rylands *etal. in press*.
- 85)** Fazenda de José Deodato Araújo, 14 km a oeste de Una na Rodovia Una-Arataka, Una, Bahia, 15°17' S - 39°12' W; visualização.
- 86)** Fazenda de Paulo Sérgio, 8 km a sudoeste de Una, margem direita do Rio Aliança, Una, Bahia, 15°18' S - 39°08' W; visualização.
- 87)** Fazenda Pindorama, 10 km a sudoeste de Una, margem direita do Rio Aliança, Una, Bahia, 15°19' S - 39°10' W; visualização.
- 88)** Fazendas Anamam e Faraó, 8 km ao sul de Una, BA-001 (Rod. Ilhéus-Canavieiras), margem do Rio São Pedro, Una, Bahia, 15°20' S - 39°03' W; informação.

**89)** Rodovia Una-Santa Luzia, entre o Ribeirão Navalha e o Ribeirão Pimenta, vizinho a Fazenda Pindorama, Una, Bahia, 15°20' S - 39°09' W; visualização.

**90)** Fazenda HIASSU, vizinhança a nordeste de Palmares, Itapetinga, Bahia, 15°20' S - 39°48' W; informação.

**91)** Fazenda Bolandeira, 10 km ao sul de Una, BA-001 (Rodovia Ilhéus-Canavieiras), Una, Bahia, 15°21' S - 39°00' W; visualização.

**92)** Rodovia Oiteiro-Una, 2 km da Ba-001, Una, Bahia, 15°21' S - 39°02' W; visualização; Rylands *et al. in press*.

**93)** Fazenda Texana, 11 km na BA-130 (Rodovia Itapetinga-Macarani), Itapetinga, Bahia, 15°21' S - 40°16' W; informação.

**94)** Estação Experimental de Canavieiras-CEPLAC, 16 km a sudoeste de Una, Rio São Pedro, Canavieiras, Bahia, 15°23' S - 39°12' W; visualização.

**95)** 3 km a oeste de Oiteiro, Una, Bahia, 15°24' S - 39°02' W; informação.

**96)** Vizinhança de Palmares, Itapetinga, Bahia, 15°24' S - 39°50' W; informação.

**97)** Fazenda Camponesa, estrada da balsa do Rio Pardo ao sul de Itapetinga, Itapetinga, Bahia, 15°24' S - 40°12' W; visualização.

**98)** Ribeirão Vermelho, oeste de Oiteiro, limite sudoeste da Fazenda Bolandeira, Una, Bahia, 15°25' S - 39°05' W; informação.

**99)** Região da balsa do Rio Pardo, sul de Itapetinga, Itapetinga, Bahia, 15°25' S - 40°11' W; informação.

**100)** Fazenda Rio Pardo, 36 km na BA-670 (Rodovia BA-415-Potiraguá), margem esquerda do Rio Pardo, Itororó, Bahia, 15°27' S - 39°55' W; informação.

**101)** Riacho Ribeira, Poxim do Sul, Una, Bahia, 15°28' S - 39°01' W; visualização; Rylands *et al. in press*.

**102)** Rodovia Canavieiras-Santa Luzia, entre Ponto Novo e Nova Betânia, Canavieiras, Bahia, 15°28' S - 39°15' W; visualização; Rylands *et al. in press*.

**103)** 5 km a oeste de Poxim do Sul, estrada para o Sarampo, região do Riacho Ribeira, Canavieiras, Bahia, 15°30' S - 39°00' W; informação.

**104)** Fazenda Alsácea (Uberlândia), 17 km ao norte de Itarantim, margem direita do Rio Maiquinique, Itarantim, Bahia, 15°30' S - 40°04' W; visualização.

**105)** Fazenda Cotovelo, 14 km ao norte de Canavieiras, Bahia, 15°33' S - 38°58' W; visualização.

**106)** Córrego Pau-Sangue, encontro com o Rio Maiquinique, Itarantim, Bahia, 15°33' S - 40°08' W; informação.

**107)** Fazenda Santa Clara, 9 km na BA-270 (Rodovia Canavieiras-Santa Luzia), Canavieiras, Bahia, 15°34' S - 39°04' W; visualização.

**108)** 12 km ao norte de Canavieiras, Rodovia BA-001, mata de Brejo, Canavieiras, Bahia, 15°35' S - 38°59' W; animal em cativeiro.

**109)** Fazenda Esplanada, Rio Lagoa do Carmo, noroeste de Canavieiras, Bahia, 15°36' S - 39°01' W; informação.

**110)** Fazenda Santa Paula, 5 km ao sul de Mascote, margem direita do Rio Pardo, Mascote, Bahia, 15°37' S - 39°18' W; informação.

**111)** Região do Ribeirão das Inhaúmas, 8 km ao sul de Mascote, margem direita do Rio Pardo,

Canavieiras, Bahia, 15°39' S - 39°18' W; informação.

**112)** Fazenda Cedrinho, 13 km a sudeste de Potiraguá, região dos Córregos Cedrinho e Cedro, Potiraguá, Bahia, 15°42' S - 39°49' W; informação.

**113)** Fazenda Nova Aurora, 3 km a sudeste de Gurupá-Mirim, Potiraguá, Bahia, 15°43' S - 39°36' W; informação.

**114)** Região dos Córregos Angelim e Salinada, 19 km a sudeste de Potiraguá, Potiraguá, Bahia, 15°43' S - 39°45' W; informação.

**115)** Vizinhança de Itaibé, 8 km a sudoeste de Teixeira do Progresso, Potiraguá, Bahia, 15°45' S - 39°32' W; informação.

**116)** Fazenda Santa Inês, Córrego Cotinguiba, sul de Gurupá-Mirim, Itapebi, Bahia, 15°46' S - 39°40' W; visualização; Rylands *et al. in press*.

**117)** Fazenda Itapetinga, Serra do Felícimo, sul de Itarantim, Bahia, 15°48' S - 40°09' W; informação.

**118)** Fazenda Boa Vista, margem esquerda do Rio Jequitinhonha, Salto da Divisa, Minas Gerais, 15°52' S - 40°05' W; informação; Rylands *et al. in press*.

**119)** Fazenda Havaí, Serra Palmitar, margem esquerda do Rio Jequitinhonha, Itapebi, Bahia, 15°53' S - 39°41' W; informação.

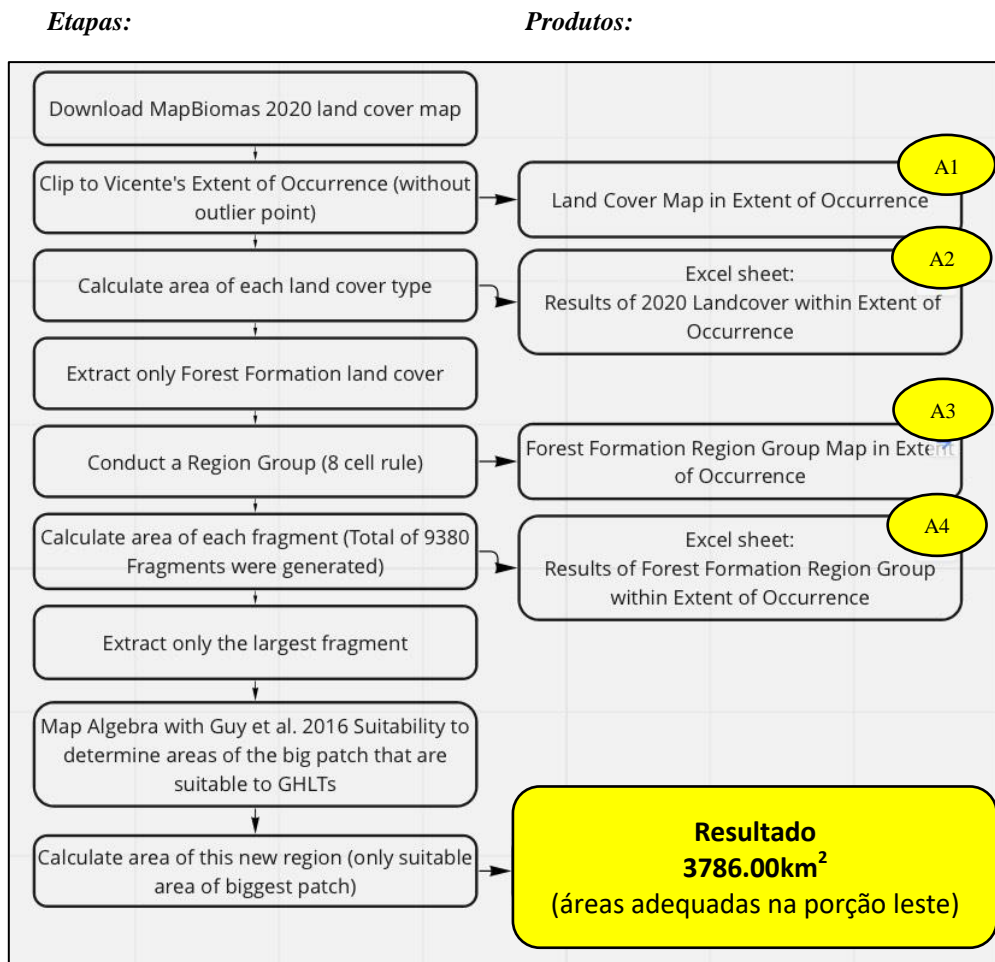
**120)** Rodovia Jordânia-Salto da Divisa, margem esquerda do Rio Jequitinhonha, Salto da Divisa, Minas Gerais, 15°55' S - 40°10' W; informação; Rylands *et al. in press*.

**121)** Fazenda Palmeira, Serra das Guaribas, margem esquerda do Rio Jequitinhonha, Itapebi, Bahia, 15°57' S - 39°38' W; visualização; Rylands *et al. in press*.

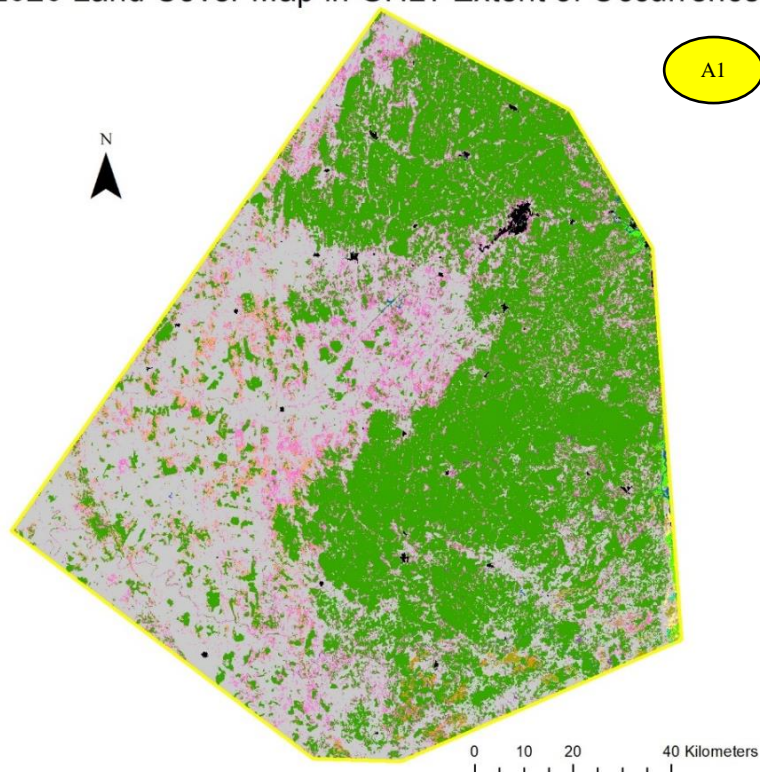
**122)** Lagoinha, Morro Grande, estrada Jordânia-Salto da Divisa, Jordânia, Minas Gerais, 15°58' S - 40°08' W; informação.

**Fonte:** Pinto, LP (1994) Distribuição geográfica, população e estado de conservação do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae, Primates). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. UFMG. Belo Horizonte – MG, Brasil.

**Apêndice S6:** Etapas utilizadas para extrair o valor da área disponível para *L. chrysomelas* ao leste de sua distribuição geográfica.



### 2020 Land Cover Map in GHLT Extent of Occurrence



**Legend**

GHLT Extent of Occurrence (Joanison Vicente dos Santos Teixeira's MCP)

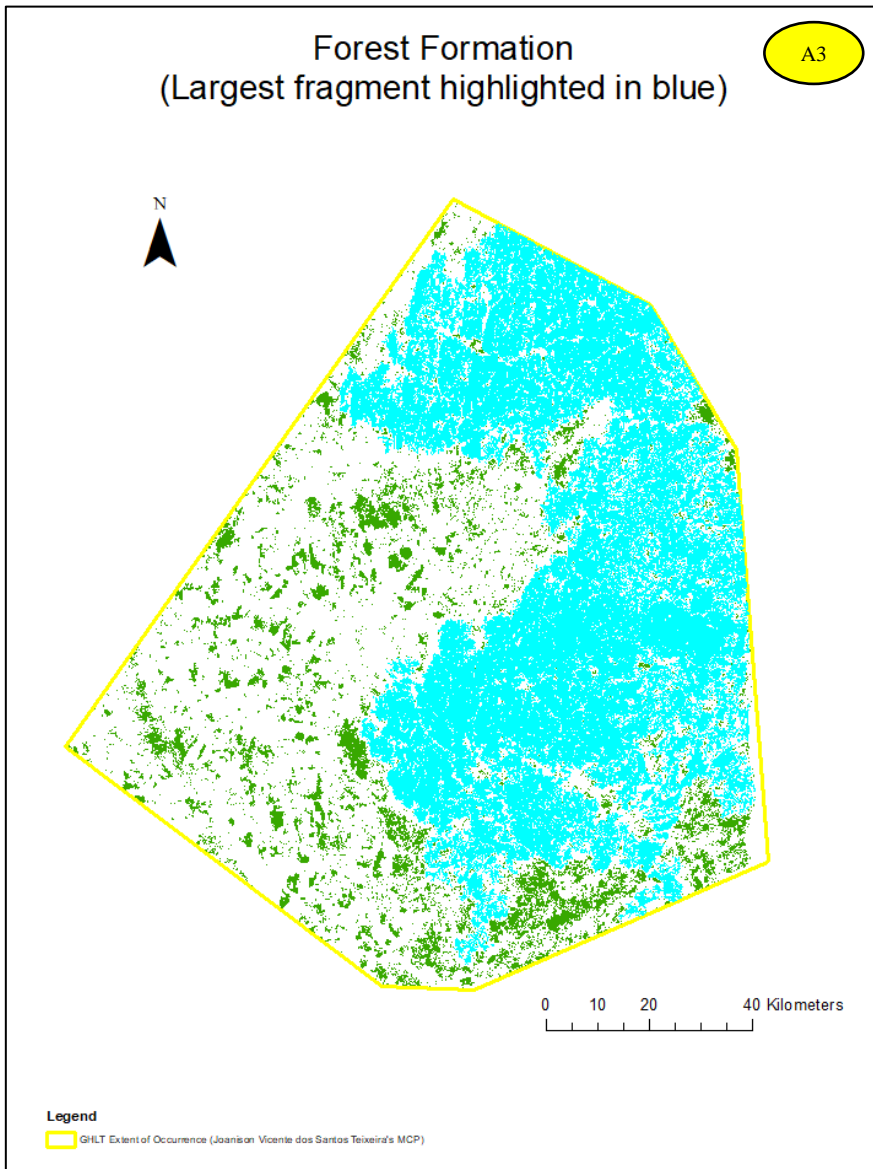
**Land Cover Value**

<ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #e0e0e0; border: 1px solid black;"></span> (Null)</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #008000; border: 1px solid black;"></span> Forest Formation</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #f08080; border: 1px solid black;"></span> Savanna Formation</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #008000; border: 1px solid black;"></span> Mangrove</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #800000; border: 1px solid black;"></span> Forest Plantation</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #808000; border: 1px solid black;"></span> Wetlands</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #800000; border: 1px solid black;"></span> Other Non-forest Formations</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #d3d3d3; border: 1px solid black;"></span> Pasture</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #ff00ff; border: 1px solid black;"></span> Mosaic Agriculture and Pasture</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #f5deb3; border: 1px solid black;"></span> Beach, Dune and Sand Spot</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #000000; border: 1px solid black;"></span> Urban Area</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #cccccc; border: 1px solid black;"></span> Other Non-vegetated Areas</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #ff0000; border: 1px solid black;"></span> Mining</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #00ffff; border: 1px solid black;"></span> Aquaculture</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #ffe4e1; border: 1px solid black;"></span> Salt Flat</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #0000ff; border: 1px solid black;"></span> River, Lake and Ocean</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #800080; border: 1px solid black;"></span> Coffee</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #ffff00; border: 1px solid black;"></span> Wooded Restinga</li> </ul>
--	--

OBJECTID	Value	Cell Count	Coverage	m <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	ha
1	0	489	null	440100	0.4401	44.01
2	3	7182314	Forest Formation	6464082600	6464.0826	646408.26
3	4	384293	Savanna Formation	345863700	345.8637	34586.37
4	5	38368	Mangrove	34531200	34.5312	3453.12
5	9	42523	Forest Plantation	38270700	38.2707	3827.07
6	11	46404	Wetlands	41763600	41.7636	4176.36
8	13	1999	Other Non-forest Formations	1799100	1.7991	179.91
9	15	5779314	Pasture	5201382600	5201.3826	520138.26
11	21	1715321	Mosaic Agriculture and Pasture	1543788900	1543.7889	154378.89
12	23	324	Beach, Dune and Sand Spot	291600	0.2916	29.16
13	24	64339	Urban Area	57905100	57.9051	5790.51
14	25	2070	Other Non-Vegetated Areas	1863000	1.863	186.3
16	30	44	Mining	39600	0.0396	3.96
17	31	2092	Aquaculture	1882800	1.8828	188.28
18	32	183	Salt Flat	164700	0.1647	16.47
19	33	22247	River, Lake and Ocean	20022300	20.0223	2002.23
22	46	17781	Coffee	16002900	16.0029	1600.29
24	49	14866	Wooded Restinga	13379400	13.3794	1337.94

Objective: The total area of forest cover in the GHLT Extent of Occurrence for 2020 is known





OBJECTID	Value	Cell Count	m <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	ha
23	22	5706354	5.136E+09	5135.7186	513571.86
7552	7551	59669	53702100	53.7021	5370.21
2071	2070	39442	35497800	35.4978	3549.78
5165	5164	39388	35449200	35.4492	3544.92
8143	8142	31802	28621800	28.6218	2862.18
5269	5268	29710	26739000	26.739	2673.9
8640	8639	25861	23274900	23.2749	2327.49
6587	6586	22505	20254500	20.2545	2025.45
7717	7716	20086	18077400	18.0774	1807.74
6701	6700	14091	12681900	12.6819	1268.19
702	701	12008	10807200	10.8072	1080.72
2547	2546	11563	10406700	10.4067	1040.67
7389	7388	10371	9333900	9.3339	933.39
6554	6553	10057	9051300	9.0513	905.13
680	679	9562	8605800	8.6058	860.58
5404	5403	9336	8402400	8.4024	840.24
6956	6955	9112	8200800	8.2008	820.08
7351	7350	8926	8033400	8.0334	803.34
8597	8596	8926	8033400	8.0334	803.34
1364	1363	8061	7254900	7.2549	725.49
3029	3028	7972	7174800	7.1748	717.48
4468	4467	7799	7019100	7.0191	701.91
6485	6484	7766	6989400	6.9894	698.94
2961	2960	7696	6926400	6.9264	692.64
2047	2046	7488	6739200	6.7392	673.92
2870	2869	7187	6468300	6.4683	646.83
2090	2089	7154	6438600	6.4386	643.86
3474	3473	7150	6435000	6.435	643.5
6001	6000	6935	6241500	6.2415	624.15
3226	3225	6796	6116400	6.1164	611.64
8154	8153	6536	5882400	5.8824	588.24
9001	9000	6243	5618700	5.6187	561.87
7150	7149	5882	5293800	5.2938	529.38
9296	9295	5762	5185800	5.1858	518.58
1250	1249	5671	5103900	5.1039	510.39
3938	3937	5633	5069700	5.0697	506.97
4999	4998	5615	5053500	5.0535	505.35
17	16	5449	4904100	4.9041	490.41
4421	4420	5402	4861800	4.8618	486.18
2897	2896	5335	4801500	4.8015	480.15
7357	7356	5222	4699800	4.6998	469.98
417	416	5152	4636800	4.6368	463.68
9182	9181	5101	4590900	4.5909	459.09
3911	3910	5059	4553100	4.5531	455.31
6540	6539	4982	4483800	4.4838	448.38
7544	7543	4975	4477500	4.4775	447.75
3850	3849	4960	4464000	4.464	446.4

A4

Objective: The total area of forest cover in the largest fragment falling within the GHLT Extent of Occurrence for 2020 is known

**Apêndice S7:** Número de grupos e indivíduos de *L. chrysomelas* contabilizados entre junho de 2018 a março de 2022 durante o levantamento de campo.

Município	Localidade	Nº de grupos	Nº de indivíduos	Nº de indivíduos por grupo	Porção de distribuição
Arataca	Faz. Bem Te Vi	1	4	4	L
Arataca	Faz. Cascata	1	5	5	L
Arataca	Faz. Maravilha	1	4	4	L
Arataca	PARNA - Serra das Lontras	2	13	7 / 6	L
Arataca	Região Itatingui	1	3	3	L
Barro Preto	Faz. Mahs	1	5	5	L
Boa Nova	Lajeto dos Beija-flores	1	4	4	O
Canavieiras	Faz. Cotovelo	1	6	6	L
Coaraci	Faz. Guanabara	1	5	5	L
Coaraci	Faz. Veneza	1	4	4	L
Coaraci	Faz. Aurora	2	13	7 / 6	L
Ilhéus	Assentamento Repartimento	1	4	4	L
Ilhéus	CEPLAC	2	10	6 / 4	L
Ilhéus	Faz. Almada	4	25	9 / 7 / 4 / 5	L
Ilhéus	Faz. Bom Pastor (AMAP)	2	12	8 / 4	L
Ilhéus	Faz. Columba	1	5	5	L
Ilhéus	Faz. Leão do Ouro	1	4	4	L
Ilhéus	Faz. Remanso	1	4	4	L
Ilhéus	Faz. Santa Rita	3	27	12 / 6 / 9	L
Ilhéus	Faz. Santa Terezinha	2	11	6 / 5	L
Ilhéus	Faz. São Domingos	1	4	4	L
Ilhéus	Faz. São Jorge	1	3	3	L
Ilhéus	Região da Serra Negra	1	4	4	L
Ilhéus	Região do Estrela do Norte	2	13	8 / 5	L
Ilhéus	Região do Japu	1	4	4	L
Ilhéus	Região do Rio do Braço	1	5	5	L
Ilhéus	Região do Tucun	1	5	5	L
Ilhéus	Serra Verde	1	4	4	L
Ilhéus	UESC	1	5	5	L
Ilhéus	Distrito de Couto	3	21	9 / 7 / 5	L
Ilhéus	Faz. Chapéu de Couro	2	12	5 / 7	L
Ilhéus	Faz. Conceição	2	10	5 / 5	L
Ilhéus	Região de Camacanzinho	1	6	6	L
Ilhéus	Região do Santo Antônio	1	4	4	L
Ilhéus	Tribo Tupinambá	1	4	4	L
Itabuna	Faz. Boa Sorte	1	4	4	L
Itabuna	Faz. Cachoeira	2	8	5 / 3	L
Itabuna	Faz. Mucuntungê	1	4	4	L
Itabuna	Faz. Norma	1	5	5	L
Itabuna	Faz. Santana	1	4	4	L
Itabuna	Faz. São João	1	4	4	L
Itabuna	Faz. São Luiz	1	5	5	L
Itabuna	Pedreira e Mineração	1	4	4	L
Itabuna	Vila Cerrado	1	5	5	L
Itajuípe	Faz. Itayuna	1	5	5	L
Itajuípe	Trevo (BR 101)	1*	1*	1	L
Itamotinga	Distrito de Itamotinga	1	5	5	L
Itapetinga	Faz. Barro Branco	1	4	4	O
Itapetinga	Faz. Cabana da Ponte	1	5	5	O
Itapetinga	Faz. Caracol	1	4	4	O
Itapetinga	Faz. São Pedro	1	4	4	O
Itororó	Faz. Rancho Palmeira	1	4	4	O
Jussari	Serra do Teimoso (RPPN)	1	4	4	L
Mascote	Faz. Pena de Ouro	2	13	7 / 6	L

Mascote	Faz. Santo Antônio	1	5	5	L
Potiraguá	Faz. Dr. Gil	1	4	4	O
Santa Luzia	BA 672 (estrada rural)	1*	1*	1	L
Santa Luzia	Faz. Santa Clara	1	5	5	L
Sta. Cruz da Vitória	Faz. São Vicente	1	5	5	O
Una	BA 001	1*	1*	1	L
Una	Faz. Gil Douglas	1	3	3	L
Una	Faz. Piedade	2	9	4 / 5	L
Una	Faz. Silveira	1	4	4	L
Una	Faz. Belo Horizonte	2	13	7 / 6	L
Una	CEPLAC	1	6	6	L
Una	Faz. Amizade	1	4	4	L
Una	Faz. Ararauana	1	6	6	L
<b>TOTAL</b>		<b>83</b>	<b>427</b>	<b>427</b>	

\* indivíduos solitários detectados por vocalizações espontâneas durante a pesquisa de campo. L – Porção leste de distribuição. O – Porção oeste de distribuição.

**Apêndice S8:** Base de dados utilizados nas estimativas populacionais para *L. chrysomelas* a partir de diferentes cenários de densidades.

#### *Base de dados utilizados nos cálculos*

- Área total disponível: 395.450 ha
- Área estimada ao leste: 378.600 ha
- Área estimada a oeste: 16.850 ha
- Área estimada por Zeigler 1987: 965.861 ha
- Tamanho médio de grupo observado em campo para *L. chrysomelas*: 5.1 indivíduos
- População efetiva: 2
- Percentual de localidades positivas ao leste para *L. chrysomelas*: 50%
- Classificação das localidades ao leste de acordo ao habitat: cabruca (40%); floresta madura (22%); floresta degradada (38%)
- Densidade média para *L. chrysomelas* em cabruca: 0.17 ind/ha
- Densidade média para *L. chrysomelas* em floresta madura: 0.07 ind/ha
- Densidade média para *L. chrysomelas* em floresta degradada: 0.06 ind/ha

#### *Cálculo das estimativas populacionais para o período de tempo entre os anos de 2018 e 2022*

**1) Cenário 1: Alta densidade** – determinada a partir da maior densidade registrada para a espécie (0.17 ind/ha).

Área ao leste:  $368.600 \times 0.17 = 62.662$  micos – (20%) = 50.130 micos

Área a oeste:  $16.850 \times 0.17 = 2.864$  micos

População leste + oeste (50.130 + 2.864) = 52.994 micos (população total)

População efetiva = 20.782

**2) Cenário 2: Densidade média** – média das densidades registrada para a espécie em diferentes habitats (0.07 ind/ha)

Área ao leste:  $368.600 \times 0.07 = 25.802$  micos – (20%) = 20.642 micos

Área a oeste:  $16.850 \times 0.07 = 1.180$  micos

População leste + oeste (20.642 + 1.180) = 21.822 micos (população total)

População efetiva = 8.557

**3) Cenário 3: Baixa densidade** - determinada a partir da menor densidade registrada para a espécie (0.053 ind/ha).

Área ao leste:  $368.600 \times 0.053 = 19.536$  micos – (20%) = 15.629 micos

Área a oeste:  $16.850 \times 0.053 = 893$  micos

População leste + oeste (15.629 + 893) = 16.522 micos (população total)

População efetiva = 6.480

**4) Cenário 4: Densidade Ajustada** – determinada a partir das densidades registrada para a espécie em cada habitat.

**População oeste** – densidade estimada por Guidorizzi (2008), único trabalho realizado nessa região (0.07 ind / ha).

**População leste** – média das densidades determinada em cada habitat.

#### 4.1. Densidade da população oeste

Área total estimada a oeste: 16.850 ha.

$16.850 \times 0.07 = 1.180$

População oeste: 1.180 micos

#### 4.2. Densidade das populações leste:

Área ao leste:  $378.600 - (50\%) = 184.300$  ha

Proporção de cada habitat

Cabruca: 40% (73.720 ha)  $\times 0.17 = 12.532$  micos

Floresta madura: 22% (40.546 ha)  $\times 0.07 = 2.838$  micos

Floresta degradada 38% (70.034 ha)  $0.06 = 4.202$  micos

População leste: 19.572 micos

População ajustada (oeste + leste): 20.752 micos

População efetiva\*: 8.138

**Cálculo das estimativas populacionais para o período de tempo entre os anos de 1991 e 1993**

**1) Cenário 1: Alta densidade** – determinada a partir da maior densidade registrada para a espécie (0.17 ind/ha).

Área disponível (leste + oeste)

$$965.861 \times 0.17 = 164.196 \text{ micos} - (20\%) = 131.357 \text{ micos}$$

$$\text{População efetiva} = 51.512$$

**2) Cenário 2: Densidade média** – média das densidades registrada para a espécie em diferentes habitats (0.07 ind/ha)

Área disponível (leste + oeste)

$$965.861 \times 0.07 = 67.610 \text{ micos} - (20\%) = 54.088 \text{ micos}$$

$$\text{População efetiva} = 21.210$$

**3) Cenário 3: Baixa densidade** - determinada a partir da menor densidade registrada para a espécie (0.053 ind/ha).

Área disponível (leste + oeste)

$$965.861 \times 0.053 = 51.190 \text{ micos} - (20\%) = 40.952 \text{ micos}$$

$$\text{População efetiva} = 16.060$$

**Apêndice S9:** Localidades com registro de ocorrência de *L. chrysomelas* obtidos entre os anos de 2018 e 2022 no presente estudo. Coordenadas Geográficas em UTM, Zona 24 Sul, Datum SIRGAS 2000.

Nº	Localidade	Município	x (long)	y (lat)
1	Fazenda Santo Antônio	Mascote	466425	8283418
2	Vizinhaça de Mascote	Mascote	469431	8281074
3	Roça de Seu Teodoro	Mascote	466222	8278503
4	Fazenda Pena de Ouro	Mascote	446542	8274884
5	Fazenda Serra Grande	Itajuípe	449705	8383413
6	Fazenda Serra Verde	Ilhéus	449013	8393692
7	Fazenda Serra do Teimoso (RPPN)	Jussari	442600	8323648
8	Fazenda Nova Jerusalém	Santa Luzia	481339	8281624
9	Fazenda Santa Clara	Santa Luzia	480665	8279499
10	Fazenda Mongoiós	Santa Luzia	475843	8289577
11	Fazenda Paulo Souto	Santa Luzia	475921	8289584
12	Fazenda São Lourenço	Santa Luzia	482576	8275504
13	Fazenda Canaã	Santa Luzia	484264	8273937
14	Fazenda Lagos	Santa Luzia	484365	8275770
15	BR UNA - Santa Luzia	Una	494282	8307613
16	Fazenda Aurora	Coaraçi	441327	8385024
17	Fazenda Mahs	Barro Preto	460937	8363929
18	Fazenda Barro Branco	Itapetinga	400369	8326443
19	Fazenda Caracol	Itapetinga	398802	8325684
20	Fazenda Cabana da Ponte (frag. 1)	Itapetinga	389221	8330619
21	Fazenda Rancho Palmeira	Itororó	387814	8331798
22	Fragmento Mata	Itapetinga	368474	8299009

23	Distrito de Couto	Ilhéus	493806	8353163
24	Região do Santo Antônio	Ilhéus	493092	8353564
25	Fazenda Conceição	Ilhéus	492590	8359025
26	Rio do Engenho (ao lado da barragem)	Ilhéus	492962	8357096
27	Região do Repartimento 1	Ilhéus	492536	8337974
28	Assentamento Repartimento	Ilhéus	483234	8351277
29	Fazenda Chapéu de Couro	Ilhéus	488499	8350224
30	Região de Camacanzinho	Ilhéus	484298	8346866
31	Região Santana (Tribo Tupinambá)	Ilhéus	486570	8344186
32	Queimada Grande/Hotel fazenda	Una	484196	8343337
33	Fazenda Silveira	Una	485974	8326701
34	Fazenda Amizade	Una	483469	8328207
35	Fazenda Cristal	Una	487512	8326040
36	CEPLAC Estação Lemos Maia	Una	489642	8311582
37	REBIO – UMA	Una	494714	8320642
38	UESC	Ilhéus	481943	8364855
39	CEPLAC - Plano de Lavoura Cacaueira	Ilhéus	478155	8361509
40	CEPEC (Cepec/Ceplac)	Ilhéus	475926	8367034
41	Fazenda Piedade	Una	490229	8308204
42	Fazenda Ararauana	Una	481417	8320096
43	Fazenda Joerana	Una	475706	8316643
44	Região dos Quinzes	Una	481689	8316190
45	BioBrasil (Projeto)	Una	483986	8310300
46	Hotel Aldeia da Praia	Ilhéus	496663	8358376
47	Hotel Morro dos Navegantes	Ilhéus	495790	8354751
48	Condomínio Cidadelle	Ilhéus	496235	8357141
49	Condomínio Atlântica	Ilhéus	496385	8356301
50	Condomínio Alphapark	Ilhéus	495516	8353050
51	Condomínio Sol e Mar	Ilhéus	495264	8356693
52	Fazenda São Pedro	Itapetinga	367548	8301258
53	Fazenda Santa Luzia	Santa Luzia	495161	8298120
54	Fazenda Cotovelo	Canavieiras	503293	8278936
55	Parque Nacional Serra das Lontras	Arataca	462859	8323434
56	Fazenda São João	Floresta Azul	420763	8370605
57	Fazenda Almada	Ilhéus	478704	8379048
58	Fazenda Bom Pastor - AMAP	Ilhéus	481389	8376495
59	Fazenda Santa Rita	Ilhéus	478246	8376320
60	Lajedo dos Beija-Flores	Boa Nova	369173	8415509
61	Fazenda Norma	Ilhéus	469403	8376379
62	Fazenda Sao Luiz	Ilhéus	466167	8375589
63	Fazenda Progresso	Ilhéus	470870	8375174
64	Fazenda Columba	Uruçuca	475386	8382655
65	Fazenda Piedade	Itabuna	469659	8375405
66	Fazenda Amém	Itabuna	471142	8376681
67	Fazenda Bem-Vindo	Itabuna	469627	8375335
68	Fazenda Camacanzinho	Itabuna	471181	8376771
69	Fazenda Barra	Ilhéus	478409	8381329
70	Fazenda Anuri	Ilhéus	482207	8376112
71	Fazenda dos Padres	Barro Preto	460815	8368012
72	Fazenda Sensitiva	Barro Preto	458415	8372367
73	Fazenda Mundo Novo	Barro Preto	455769	8369370
74	Fazenda Independência	Barro Preto	457728	8369371
75	Fazenda Vencedora	Barro Preto	462612	8368363
76	Fazenda Santa Terezinha	Ilhéus	457728	8369371
77	Fazenda Cabana da Ponte (frag 2)	Buerarema	467974	8344080
78	Fazenda Santana	Buerarema	470790	8349493
79	Fazenda Camacã	Buerarema	471667	8347378
80	Fazenda São José	São José	465176	8338218
81	Fazenda Bem Te Vi	Arataca	456613	8322397
82	Fazenda Convenção	Arataca	456164	8317309
83	Fazenda Dr Kátia	Arataca	460687	8315931

84	Região Itatingui	Arataca	453881	8319984
85	Fazenda Maravilha	Arataca	455136	8313418
86	Fazenda Conjunto São João	Floresta Azul	423897	8369794
87	Pedreira e Mineração (União)	Itabuna	458952	8358221
88	Fazenda Itayuna	Itajuípe	461090	8376875
89	Trevo de Itajuípe	Itajuípe	460683	8375445
90	Fazenda Maria Virgínia	Aurelino Leal	441209	8405580
91	Fazenda Guanabara	Coaraci	439750	8378514
92	Fazenda Moradia	Canavieiras	469150	8301964
93	Fazenda Eric Tedesco	Mascote	471146	8278800
94	Porto Novo	Ilhéus	486579	8361338
95	Fazenda Belo Horizonte	Una	491523	8307356
96	Fazenda Remanso	Ilhéus	470841	8376267
97	Assentamento Bela Vista	Santa luzia	457937	8296314
98	Fazenda Sao Bento	Buerarema	467416	8343717
99	Fazenda Canavieiras	Canavieiras	483353	8275652
100	Fazenda Santana Nova	Itabuna	470120	8350227
101	Parque Municipal da Boa Esperança	Ilhéus	491942	8365987
102	Fazenda Dr. Gil	Potiraguá	431430	8251726
103	Vila Cachoeira	Ilhéus	484226	8363491
104	Fazenda Irerê	Ilhéus	485178	8363334
105	Região do Rio do Braço	Ilhéus	473479	8375499
106	Fazenda Remanso Novo	Ilhéus	471827	8380497
107	Fazenda São Carlos	Ilhéus	467981	8376064
108	Distrito de Mutuns	Itabuna	468586	8372200
109	Região do Estrela do Norte	Ilhéus	485548	8366046
110	Fazenda Primavera	Itabuna	475649	8364853
111	Distrito Japu	Ilhéus	479226	8354719
112	Fazenda Carmem	Santa Luzia	454947	8291796
113	Fazenda Lourenço	Santa Luzia	473520	8302213
114	Região do São Domingos	Ilhéus	477375	8382356
115	Fazenda Leão do Ouro	Ilhéus	477785	8380214
116	Fazenda Dr. Clóvis	Santa luzia	471093	8308077
117	Região dos 26	Una	474924	8316353
118	Povoado Caijoa	Una	464993	8319134
119	Associação Santo Antônio	Arataca	470832	8308095
120	Fazenda Arataca	Arataca	449618	8310452
121	Fazenda São Vicente (fragmento 2)	Floresta Azul	424258	8345091
122	Fazenda na Serra do Limoeiro (frag. 2)	Floresta Azul	425212	8345241
123	Região do Tucun	Ilhéus	495840	8349295
124	Região da Serra Negra	Ilhéus	496581	8351404
125	Distrito Acuípe do Meio	Ilhéus	496506	8341776
126	Região da Sapucaieira	Ilhéus	496357	8346158
127	Povoado Pedras de Una	Una	497321	8311247
128	Fazenda Marcos	Canavieiras	484513	8275455
129	Fazenda Juerana	Canavieiras	491113	8279129
130	Fazenda Boa Sorte	Buerarema	471817	8344121
131	Fazenda Monte Alto	Buerarema	473720	8342524
132	Fazenda 7 paus	Mascote	463610	8283439
133	Fazenda Bom Futuro	Canavieiras	471095	8295068
134	CEPLAC	Una	490485	8310331
135	Roça de Seu Jaime	Uma	477350	8312497
136	Fazenda Vera Cruz	Uma	495777	8324093
137	Fazenda Nossa Senhora das Graça	Arataca	490406	8329586
138	Fazenda São Jorge	Ilhéus	480472	8371860
139	Fazenda Provisão	Ilhéus	475238	8379575
140	Fazenda São José	Ibicaraí	443054	8357923
141	Fazenda Gil Douglas	Una	483880	8307169
142	Fazenda Veneza	Coaraci	441460	8386385
143	Fazenda Nova Angélica	Una	491258	8314122
144	Fazenda Pena	Mascote	456364	8284161



145	Fazenda Sapucaia	Mascote	462326	8267184
146	Fazenda Mata Escura	Mascote	446583	8274957
147	Fazenda Palestina	Itaimbé	437107	8262387
148	Fazenda Santa Terezinha	Itaimbé	437796	8261306
149	Fazenda Maravilha	Ilhéus	469928	8377813
150	Fazenda Sao Bento	Ilhéus	474131	8375606
151	Fazenda Porto	Ilhéus	468774	8374942
152	Fazenda Seu Demazin	Itororó	397615	8325071
153	Fazenda Cascata	Arataca	450634	8306785
154	Fazenda Luzitana	Floresta Azul	424591	8348647
155	Fazenda São Vicente	Floresta Azul	430764	8346074
156	Fazenda na Serra do Limoeiro (frag. 1)	Floresta Azul	427771	8344313
157	Fazenda Luzia	Ilhéus	476659	8361379
158	Fazenda Mucuntungê	Itabuna	473880	8364170
159	Região do Cerrado	Itabuna	471847	8356994
160	Fazenda Nova Vida	Itabuna	473360	8357203
161	Região Vila Cerrado	Itabuna	475359	8358982
162	Fazenda Cachoeira	Itabuna	479398	8353010
163	Fazenda Boa Sorte	Itabuna	479802	8351088
164	Fazenda São João	Itabuna	457949	8360004
165	Fazenda Cabana da Ponte (frag 3)	Barro Preto	456164	8363057
166	Fazenda Bom Jardim	Barro Preto	450196	8364012
167	Assentamento Vila Izabel	Ibicaraí	449556	8358453
168	Fazenda Oitosa	Itamotinga	433935	8384283
169	Distrito de Itamotinga	Itamotinga	434621	8386785
170	Fazenda Barro Branco	Itororó	404948	8324429
171	Fazenda Caracol	Itororó	400392	8313654
172	Fazenda Dr Carlos	Mascote	484735	8273459
173	Fazenda Clara	Una	475443	8289081
174	Fazenda Mário Vitor	Una	484629	8304356
175	Fazenda Bom Jesus	Ilhéus	487076	8323643
176	Fazenda Sul	Ilhéus	472662	8304523
177	Fazenda Calmaria	Ilhéus	489615	8298131
178	Fazenda Dourada	Ilhéus	475027	8321860
179	Fazenda Corgo Novo	Una	469579	8334465
180	Fazenda Bela Vista	Una	472113	8304695
181	Fazenda Novo Horizonte	Una	466140	8322318
182	Fazenda Catarina	Una	478745	8351475
183	Fazenda Matos	Una	482869	8343904
184	Fazenda Seu Maia	Una	485894	8339752
185	Fazenda São Pedro (frag. 2)	Itapetinga	371006	8300644
186	Fazenda São Pedro (frag. 3)	Itapetinga	385233	8301467

# CAPÍTULO 3

---

**EFEITO DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM EM MÚLTIPLAS ESCALAS NA  
OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA -  
*Leontopithecus chrysomelas* (KUHLMANN, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE)**

Manuscrito formatado para submissão ao periódico *American Journal of Primatology*

**EFEITO DOS ATRIBUTOS DA PAISAGEM EM MÚLTIPLAS ESCALAS NA  
OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MICO-LEÃO-DA-CARA-DOURADA -  
*Leontopithecus chrysomelas* (KUHLE, 1820) (PRIMATES, CALLITRICHIDAE)**

**RESUMO**

O mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) é um primata arborícola de pequeno porte (~ 620 g) ameaçado de extinção que ocorre exclusivamente em uma pequena região da Mata Atlântica do sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. Suas populações ocupam paisagens heterogêneas altamente antropizadas, em que a estrutura e composição da paisagem pode influenciar sua ocupação nessas áreas. Assim, com base em um extenso levantamento de campo que amostrou suas populações, foi avaliado como os atributos da paisagem, em diferentes escalas espaciais, afetam a probabilidade de ocorrência deste primata. A presença de *L. chrysomelas* foi registrada em 38% (n = 186) dos 495 fragmentos amostrados. Cerca de 91% (n = 169) dos fragmentos positivos para a espécie estão situados na porção leste e apenas 9% (n = 17) na porção oeste de sua atual área de distribuição. A elevação, proporção de área-núcleo do fragmento, conectividade funcional e diversidade da paisagem foram as variáveis que melhor explicaram a ocorrência de *L. chrysomelas* nos modelos. O tamanho da paisagem para as variáveis proporção de área-núcleo e diversidade da paisagem foram mais plausíveis para explicar a ocorrência da espécie quando consideradas em escalas maiores, respectivamente, 5000 e 1500 m. Apesar de sua capacidade de sobreviver em ambientes com um relativo grau de perturbação antrópica, os resultados indicam uma redução na ocorrência de *L. chrysomelas* em paisagens com menor conectividade funcional, fragmentos ou cabruças com menor proporção de área-núcleo e em paisagens com diferentes classes de cobertura da terra. Suas maiores populações estão concentradas em florestas costeiras de baixas altitudes ao leste de sua distribuição, validando a importância dessa porção na conservação futura das populações. Por outro lado, medidas mais intensas e eficazes são necessárias para assegurar a sobrevivência e recuperação das poucas e isoladas populações que ainda persistem na porção oeste.

**Palavras-chave:** Fragmentação, Degradação do habitat, Mico-leão-baiano; Métricas da paisagem, Ocupação.

## 1. INTRODUÇÃO

A conversão contínua de florestas naturais para uso antropogênico, como a rápida urbanização e uso intensivo do solo para a agricultura e pecuária, reduzindo a quantidade e a configuração espacial do hábitat é uma das maiores ameaças à biodiversidade no mundo (Ellis et al., 2010; Fonseca et al., 2009; Hansen et al., 2013; Metzger et al., 2009). Como consequência desse impacto, a perda e fragmentação dos ecossistemas se intensifica (Fahrig, 2003,2013) e espécies com elevada dependência por florestas, como os primatas neotropicais, são profundamente afetados (Chapman & Peres, 2001; Gilbert & Setz, 2001; Marsh et al., 2013). Cerca de 90% de todas as espécies de primatas ocorrem em ambientes de floresta tropical (Estrada et al., 2017; Rylands & Mittermeier, 2014). A dependência dessa ordem por regiões florestais torna a alteração antrópica desses ambientes a principal ameaça à sobrevivência de suas populações (Bennett et al., 2006; Carvalho et al., 2009; Strier, 2007).

Estudos têm apontados efeitos negativos da perda e fragmentação de hábitat para os primatas (Arroyo-Rodríguez et al., 2013; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006; Chiarello & Mello, 2001), alterando a distribuição de suas populações ao longo das paisagens e um declínio gradativo do número de indivíduos (Isabirye-Basuta & Lwanga, 2008; Strier, 2007), suas respostas comportamentais (Cristóbal-Azkarate, 2005; Pozo-Montuy & Serio-Silva, 2006), organização social (Coutinho & Corrêa, 1995; Umaphathy et al., 2011), variabilidade genética (Gonçalves et al., 2003) e redução da área de vida (Chiarello, 2000; Chiarello & Melo 2001). As perturbações antrópicas sobre os primatas podem ser ainda mais críticas em florestas com alto grau de endemismo, como a Mata Atlântica (Mittermeier et al., 2013), um dos biomas mais ameaçados do mundo (Rosa et al., 2021). Nesse *hotspot* de biodiversidade, ocorrem 23 espécies/subespécies de primatas, das quais 17 estão ameaçadas (MMA/ICMBio, 2022; PAN MAMAC/ICMBio, 2016), incluindo a espécie alvo deste estudo – o mico-leão-da-cara-dourada (MLCD, *Leontopithecus chrysomelas*) – uma das quatro espécies de micos-leões (família Callitrichidae, gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840, primatas endêmicos da Mata Atlântica brasileira, onde cada espécie ocorre alopatricamente em uma pequena região (Kierulff et al., 2002; Rylands, 2012).

O MLCD é um primata arborícola de pequeno porte (~ 620 g) que ocorre exclusivamente em uma pequena região da Mata Atlântica no sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil (Pinto & Rylands 1997). Sua distribuição geográfica foi severamente reduzida pelo desmatamento, e atualmente suas populações estão contidas em uma paisagem altamente heterogênea e antropizada (Raboy et al., 2010; Zeigler et al. 2010), onde a estrutura e composição desta paisagem pode influenciar sua ocupação. Levantamentos realizados entre 1991 e 1993 estimaram sua população entre 6.187 e 15.429 indivíduos sobrevivendo em uma área de 19.462 km<sup>2</sup> (Pinto & Rylands, 1997), todavia, esses parâmetros encontram-se desatualizados. Raboy e colaboradores (2010) observaram uma redução na ocorrência da espécie em áreas amostradas por Pinto e Rylands (1997) e alertaram para uma provável retração da área de distribuição a partir da porção oeste. Avaliações retrospectivas da paisagem mostraram que o MLCD perdeu 13 % de seu habitat entre 1987 e 2007 (Zeigler et al., 2010).

Na porção oeste de sua distribuição, região localizada mais ao interior do estado da Bahia e à aproximadamente 150 km do litoral, os remanescentes florestais vêm sofrendo as consequências da devastação antrópica e da fragmentação em uma maior velocidade e escala de tempo comparado à porção leste (Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2010, Azevedo et al., 2021). Os fragmentos são menores, degradados, cercados por grandes extensões de pastagem, o inviabiliza a dispersão dos indivíduos (Guidorizzi, 2008; Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010, 2013), além do fato dos fragmentos estarem mais propensos a efeitos de borda. Na porção leste, região próxima ao litoral baiano e com cerca de 70 km de largura da costa, a cobertura florestal é constituída predominantemente por agroflorestas de cacau (*Theobroma cacao*) sombreado, conhecido localmente como “cabruças” (Araujo et al., 1998; Faria et al, 2007; Zeigler et al., 2010). Por constituir cerca de 60% da vegetação dentro do seu limite de distribuição e manter as maiores e viáveis populações (Zeigler et al., 2010), as cabruças são citadas como habitats potenciais para a preservação dos MLCDs (Oliveira et al., 2010; Raboy et al., 2004; Raboy & Dietz, 2004). Ainda assim, a espécie não ocorre em todas as áreas de cabruças ao longo de sua extensão de ocorrência (Almeida-Rocha et al. 2020; Raboy et al. 2010), demonstrando a necessidade de identificar os atributos desse habitat que potencialmente influenciam sua ocupação.

O MLCD ocorre em diferentes habitats, como Floresta Ombrófila, Floresta Estacional Semidecidual, cabruças e floresta secundária (áreas degradadas) em diferentes estágios de regeneração (Oliveira et al., 2010; Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2004) e tamanho. Os parâmetros demográficos e ecológicos das populações entre esses habitats são distintos (De Vleeschouwer & Raboy, 2013, Oliveira et al., 2010, Raboy et al., 2004). Fazer predições acerca de quais atributos da paisagem afetam sua probabilidade de ocupação, levando em conta todos esses ambientes e características, é uma forma de propor generalizações sobre quais áreas devem ser priorizadas para conservação. Essas predições são ainda mais urgentes dada a baixa representatividade da espécie em Unidades de Conservação de Proteção Integral (8%) e o contínuo declínio de suas populações e área de distribuição.

Assim como os demais primatas neotropicais que ocorrem em paisagem modificadas pelo homem (Fischer & Lindenmayer, 2007), o MLCD pode ser ameaçado por processos que ocorrem em diferentes escalas espaciais. A extensão espacial (tamanho da paisagem) dentro da qual as variáveis da paisagem são medidas afeta a capacidade de tais variáveis de prever respostas ecológicas (Jackson & Fahrig, 2015). O tamanho da paisagem que produz a relação de resposta à paisagem mais forte é chamado de "escala de efeito" e representa a extensão espacial ideal para estimar as respostas ecológicas das variáveis da paisagem (Crouzeilles & Curran, 2016; Jackson & Fahrig, 2015; Miguet et al., 2016). A maioria dos estudos avalia as variáveis da paisagem em uma única escala (Gestich et al., 2018). Quando utilizam uma abordagem multiescala, geralmente são conduzidos com uma variedade de tamanhos de paisagem que não incluem a verdadeira escala de efeito (Jackson & Fahrig, 2015). Relações importantes entre a resposta dos primatas e a paisagem podem ser perdidas se avaliadas em uma escala incorreta (Arroyo-Rodríguez & Fahrig, 2014; Jackson & Fahrig, 2015; Smith, Fahrig, & Francis, 2011). Dessa forma, avaliar o tamanho da paisagem que melhor prever a ocorrência do MLCD é uma forma de fazer predições mais refinadas sobre sua distribuição. Além de compreender melhor como a degradação do habitat tem afetado a ocupação e sobrevivência de suas populações.

Nesse contexto, o objetivo principal do estudo foi investigar a influência da estrutura e composição da paisagem na ocorrência do MLCD em sua atual área de distribuição. As hipóteses são: 1) Por ser uma espécie arborícola altamente dependente de

áreas florestadas para sua dispersão (Rylands, 1989; Raboy et al., 2004), sua probabilidade de ocorrência será maior em paisagens com maior conectividade - estrutural ou funcional - entre os fragmentos florestais ou áreas de cabucas. 2) Os maiores e mais preservados remanescentes florestais e áreas de cabucas estão localizados próximo ao litoral e em áreas de baixas altitudes (< 400 m) (Pinto & Rylands, 1997; Zeigler et al., 2010), logo, a probabilidade de ocorrência do MLCD será menor em altitudes elevadas (> 400 m). 3) Por ser um primata territorial (Dietz et al., 1994,1996; Rylands, 1989), possuir grandes áreas de vida e ocorre em baixas densidades populacionais (Dietz et al., 1996; Oliveira et al., 2010, Raboy & Dietz, 2004), sua probabilidade de ocorrência será maior em fragmentos ou cabucas com maiores tamanhos de área. Os resultados desse estudo são úteis para ampliar o conhecimento sobre a relação do MLCD com seu hábitat, sua capacidade de adaptação às mudanças da paisagem e as medidas necessárias para reverter a situação atual de eminente ameaça que suas populações enfrentam.

## 2. MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em paisagens fragmentadas contidas no limite histórico de distribuição do MLCD na Mata Atlântica do sul do estado da Bahia e um pequeno trecho do norte do estado de Minas Gerais (ver capítulo 2), representando uma área de aproximadamente 37.000 km<sup>2</sup> (Pinto & Rylands, 1997). Com base na análise dos bancos de dados cartográficos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE 2019) e imagens de sensoriamento remoto disponíveis no *software Google Earth Pro 7.3.2* (Google Earth 2020), foram selecionados fragmentos florestais e cabucas iguais ou maiores que, respectivamente, 40 e 22 ha, menores áreas de vida documentadas para o MLCD nestes habitats (Rylands 1989, Oliveira et al. 2010).

Esta região é constituída por duas fitofisionomias florestais da Mata Atlântica: Floresta Ombrófila, com predominância de clima úmido, sem estação seca definida, ocorrendo em uma faixa paralela à linha da costa de aproximadamente 70 km de largura; e Floresta Estacional Semidecidual, apresentando estação seca definida, localizada mais ao

interior do estado da Bahia e à aproximadamente 150 km do litoral (Gouvea et al., 1975; Guidorizzi, 2008; Pinto & Rylands, 1997). Esta região é caracterizada por um alto nível de desmatamento e fragmentação, especialmente na porção oeste, onde os remanescentes florestais foram completamente convertidos em grandes extensões de pastagem (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010). Por outro lado, a porção leste mantém os maiores e mais preservados fragmentos e a paisagem é predominantemente constituída por cabruças (Zeigler et al., 2010). A temperatura média anual e a precipitação da região são 24°C e 2.500 mm, respectivamente, sem sazonalidade acentuada (Mori et al., 1983).

## 2.2 Levantamento de campo

Entre junho de 2018 e março de 2022, foi realizado o levantamento das populações a partir da técnica de *playback*, que consiste em emitir a vocalização *long call* do MLCD em campo para estimular resposta, atraindo contra-chamadas (Peres, 1986). Micos-leões são territoriais e utilizam esse tipo de para advertir contra a presença de outros indivíduos ou grupos em seu território (Ruiz-Miranda & Kleiman, 2002). Os MLCDs frequentemente respondem com vocalização *long call* e se aproximam do local de reprodução no primeiro ponto de *playback* (Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2010), o que assegura a eficiência dessa vocalização no levantamento das populações em campo e justifica seu uso nesse estudo. Foram percorridas trilhas ou estradas preexistentes nos fragmentos florestais ou cabruças e, a cada 200 metros, estabelecido um ponto de *playback*. Em cada ponto, foram emitidas três vocalizações em cada uma das quatro direções cardeais (norte, sul, leste e oeste), segurando o alto-falante ~2 m acima do solo, seguido por um intervalo de espera e escuta no local de 5 minutos para realizar uma nova reprodução. Em fragmentos florestais menos penetráveis, foram estabelecidos transectos pelo menos um dia antes do período de amostragem.

Os pontos de *playback* foram espaçados de 200 m para evitar sobreposição no alcance auditivo da espécie (~100 m) e reduzir a chance de detectar o mesmo grupo mais de uma vez no mesmo dia (Almeida-Rocha et al. 2020; Kierulff & Rylands, 2003). Trabalhos anteriores também indicam que os MLCDs respondem bem às reproduções a uma distância de 200 m, mas não além disso (Almeida-Rocha et al., 2020; Raboy et al., 2010). As



vocalizações foram emitidas com auxílio de um gravador de voz digital Sony ICD - PX470 e um alto-falante portátil Anchor Audio AN - MINI (resposta de frequência: 100 Hz – 15 kHz  $\pm$  3 dB). As gravações continham vocalizações de machos e fêmeas, uma vez que Peres (1986) observou em *L. rosalia* duetos de *long call* para ambos os sexos e Benz e colaboradores (1990) verificaram diferenças sexuais na estrutura de três tipos de vocalizações de *L. rosalia*, entre eles o *long call*. Os transectos foram percorridos entre 06:00 e 18:00 horas, período em que os MLCDs são mais ativos e propensos a estarem acordados em florestas e cabruças (Almeida-Rocha et al., 2020; Raboy & Dietz, 2004, Raboy et al., 2010). Quando a presença da espécie (visualização ou vocalização) não foi registrada na primeira sessão de *playback*, o processo se repetiu mais duas vezes em dias diferentes. Na falta de resposta positiva após essas três tentativas, o local foi considerado ausente para a espécie. O *playback* não foi realizado em dias de chuva ou condições de vento forte, pois comprometem sua eficácia no levantamento dos grupos de MLCDs em campo.

### 2.3 Métricas de paisagem

Foi adotada uma abordagem *patch-landscape* para investigar a ocorrência do MLCD em relação as métricas da paisagem (seguindo Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009; Arroyo-Rodríguez & Fahrig, 2014). Dessa forma, foi coletada a variável resposta - presença ou ausência - de cada fragmento focal e as métricas da paisagem dentro de um determinado raio do centro geográfico de cada fragmento focal. Foram calculadas 12 métricas da paisagem (ver Tabela 1 para descrição e cálculo das métricas): (1) tamanho do fragmento (ha), (2) área do fragmento (ha), (3) área funcionalmente conectada (ha), (4) conectividade estrutural (ha), (5) proporção de hábitat (%), (6) proporção de área-núcleo (%), (7) proporção de borda (%), (8) diversidade de Simpson (diversidade da paisagem), (9) distância de estradas e rodovias (m), (10) distância de Unidades de Conservação (m), (11) distância de centros urbanos (m), e (12) elevação (m).

Essas métricas foram escolhidas, por ter alta relevância para primatas que ocorrem em paisagens modificadas pelo homem (Arroyo-Rodríguez, González-Perez et al., 2013; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009), tais como: *L. chrysopygus* (Rezende et al., 2020),

*L. chrysomelas* (Raboy et al., 2010), *Callicebus melanochir* (Costa-Araújo et al., 2021), *Callicebus nigrifrons* (Gestich et al., 2018), *Callicebus nigrifrons*, *Callithrix aurita* e *Sapajus nigritus* (Silva et al., 2015). Para as métricas de paisagem, foram utilizados os *rasters* de classificação categórica de cobertura da terra, reclassificados como hábitat/não-hábitat (hábitat para as classes: 3 - *Forest Formation* e 4 - *Savanna Formation*) com 30 m de resolução, derivadas do *Landsat 8*, disponíveis livremente na plataforma *MapBiomas* versão 5 para o ano 2019 (Souza Jr. et al., 2020). A classe 4 (*Savanna Formation*), foi incluída após verificar que alguns fragmentos localizados na porção oeste da distribuição do MLCD e com ocorrência confirmada para a espécie pertencem a esta categorização.

As métricas da paisagem que dependiam de escalas diferentes (*proporção de hábitat*, *proporção de área-núcleo*, *proporção de borda*, *diversidade de Simpson*) foram calculadas para 13 janelas de análises (*moving window* - 250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 2000 m, 3000 m, 4000 m, 5000 m, 6000 m, 7000 m, 8000 m, 9000 m e 10000 m), para avaliar a escala do efeito (Jackson & Fahrig, 2013). O menor raio (250 m) abrange a menor área de vida (22 ha) registrada para o MLCD (Oliveira et al., 2010), enquanto o maior raio (10000 m) foi adotado após ser verificado a partir de análises preliminares, que a probabilidade de ocorrência da espécie respondeu a escalas mais amplas para algumas métricas. As métricas de efeito antrópico foram calculadas como sendo a distância euclidiana de estradas (Meijer et al., 2018), centros urbanos (Souza et al., 2020) e áreas protegidas (UNEP-WCMC & IUCN, 2021). As métricas da paisagem foram calculadas utilizando a aplicação *LandScape Metrics* (Niebuhr et al., 2022). As métricas antrópicas utilizando o módulo “*r.grow.distance*”, ambas utilizando o software GRASS-GIS (Neteler et al., 2012). Os dados de elevação foram acessados através do *EarthEnv-DEM90 digital elevation model* (Robinson et al., 2014). Todas as variáveis de paisagem foram calculadas no software *Quantum GIS 2.0.1* (QGIS Development Team, 2013) e *ArcGIS 10.2.2* (ESRI, 2014) com a extensão *V-Late* (2013).

## 2.4 Análise dos dados

Inicialmente foi avaliada a escala de efeito que melhor prever a ocorrência do MLCD para as variáveis que dependiam de escalas diferentes (Tabela 1) (Jackson &

Fahrig, 2013). Para isso, foi definido um conjunto de Modelos Lineares Generalizados (GLM com distribuição binomial) usando a presença (1) ou ausência (0) da espécie (variável resposta) em relação às métricas de paisagem (variável preditora) calculadas em diferentes escalas de análise (como descrito anteriormente). Através da seleção de modelos pelo Critério de informação de Akaike (AIC), foi verificado o peso de evidência (wAICc) (Buhran & Anderson, 2002), escolhendo como melhor escala a variável preditora cujo modelo apresentou maior valor de peso de Akaike (Apêndice S1). Em seguida, foi testada a correlação e a multicolinearidade entre as variáveis predictoras usando a função “*vifstep*” do pacote *usdm*, definindo um limiar de coeficiente de correlação inferior a 0.75 e um Fator de Inflação da Variância (VIF) inferior a 10 como variáveis a serem usadas nos modelos. Para isso, foi utilizada a variável da paisagem que apresentou o maior valor de peso de Akaike para as variáveis medidas em múltiplas escalas (Apêndice S1) e as demais variáveis medidas em escala única para testar a correlação e multicolinearidade nos modelos.

Para as variáveis não correlacionadas e de baixa colinearidade, outros GLMs com distribuição binomial foram construídos, usando a ocorrência do MLCD como variável resposta e as métricas da paisagem como predictoras individualmente e com a combinação de duas variáveis predictoras. Evitou-se contruir modelos com mais de duas variáveis preditoras devido a dificuldade de interpretação. Por fim, foi utilizada a função “*AICctab*” do pacote *bbmle* para encontrar os modelos que melhor explicaram a ocorrência da espécie. Para isso, foram incluídos todos os modelos com uma e duas variáveis e com o resultado da função e considerando os modelos com  $\Delta AICc < 2.0$  como igualmente plausíveis para explicar a probabilidade de ocorrência do MLCD (Tabela 2). Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.3.0 (R Development Core Team, 2016), usando o pacote *glmulti* (Calcagno & Mazancourt, 2010).

**Tabela 1:** Variáveis de paisagem usadas para avaliar a escala de efeito na ocorrência de *L. chrysomelas* em sua área de ocorrência na Mata Atlântica no sul do estado do Bahia, Nordeste do Brasil.

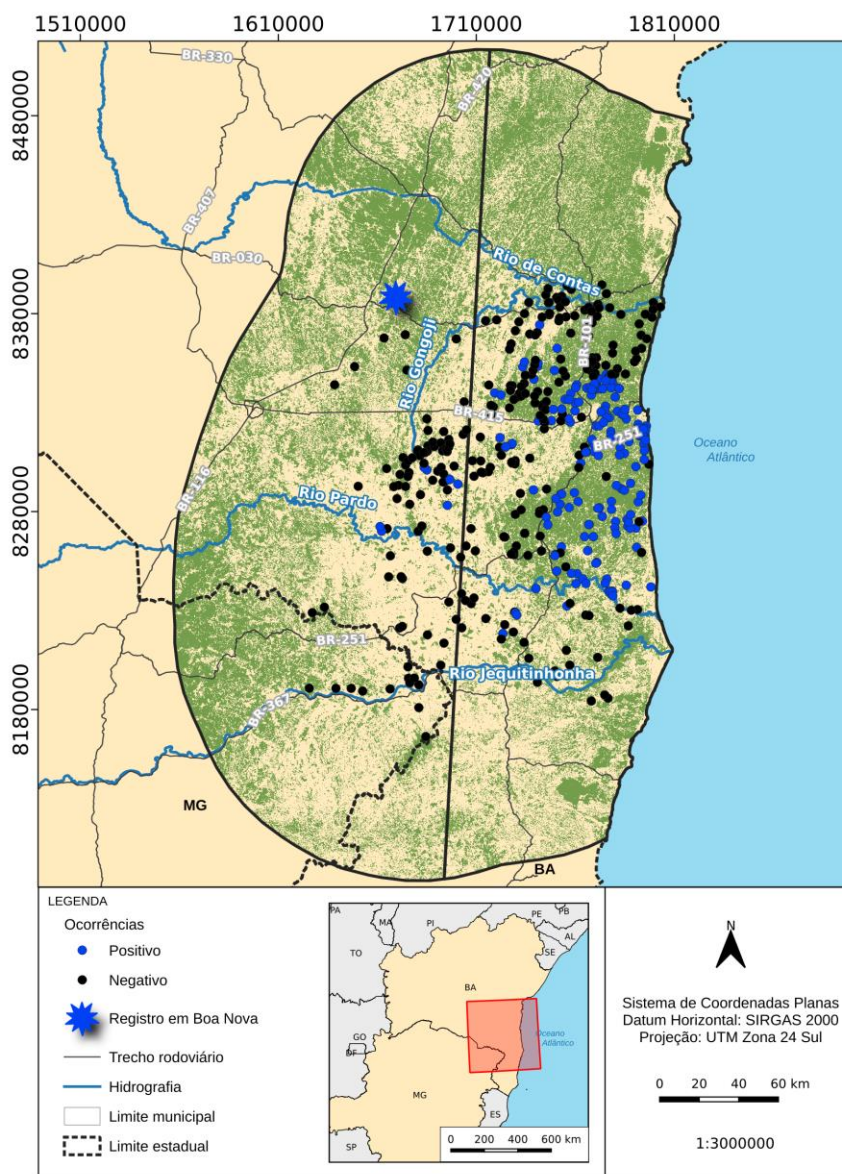
Variáveis	Explicação e cálculo
<i>Tamanho do fragmento</i>	Área (ha) das manchas isoladas estruturalmente ou área (ha) de uma mancha conectada a outra mancha por um corredor estrutural. Os corredores estruturais são identificados como partes de fragmentos com largura menor do que duas vezes a profundidade de borda de 30 metros.
<i>Área do fragmento</i>	Área somada (ha) de uma ou mais manchas conectadas por

	corredores estruturais (incluindo a área dos corredores que os conectam).
<i>Área funcionalmente conectada</i>	Quantidade total de área de hábitat (ha) funcionalmente disponível para um organismo localizado em uma mancha, dada sua capacidade de cruzamento de lacunas (60 e 120 metros).
<i>Conectividade estrutural</i>	Área de hábitat (ha) que está estruturalmente (contiguamente) conectado a uma mancha.
<i>Proporção de hábitat</i>	Porcentagem de hábitat calculado para diversas janelas móveis (250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m, 2500 m, 3000 m, 3500 m, 4000 m, 4500 m, 5000 m, 6000 m, 7000 m, 8000 m, 9000 m, 10000 m).
<i>Proporção de área-núcleo</i>	Porcentagem de área-núcleo calculado para diversas janelas móveis (250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m, 2500 m, 3000 m, 3500 m, 4000 m, 4500 m, 5000 m, 6000 m, 7000 m, 8000 m, 9000 m, 10000 m), dada uma profundidade de borda especificada (30 m).
<i>Proporção de borda</i>	Porcentagem de borda calculado para diversas janelas móveis (250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m, 2500 m, 3000 m, 3500 m, 4000 m, 4500 m, 5000 m, 6000 m, 7000 m, 8000 m, 9000 m, 10000 m) dada uma profundidade de borda especificada (30 m).
<i>Diversidade de Simpson</i>	Índice de diversidade de Simpson calculado para diversas janelas móveis (250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m, 2500 m, 3000 m, 3500 m, 4000 m, 4500 m, 5000 m, 6000 m, 7000 m, 8000 m, 9000 m, 10000 m). Os valores do índice de Simpson variam entre 0 e 1 representam a probabilidade de que quaisquer dois pixels selecionados aleatoriamente sejam diferentes tipos de manchas.
<i>Distância de centros urbanos</i>	Distância euclidiana das áreas urbanas em metros (Souza et al. 2020).
<i>Dist. de Unidades de Conservação</i>	Distância euclidiana das áreas protegidas em metros (UNEP-WCMC; IUCN 2021).
<i>Distância de estradas e rodovias</i>	Distância euclidiana das estradas em metros (Meijer et al. 2018).
<i>Elevação</i>	Valores de elevação com base no nível do oceano do EarthEnv-DEM90 digital elevation model (Robinson et al., 2014).

### 3. RESULTADOS

A ocorrência do MLCD foi registrada em 38% (n = 186) dos 425 fragmentos vistoriados ao longo da área de estudo. Setenta e seis por cento (n = 325) dos fragmentos vistoriados estão localizados a leste da área de distribuição da espécie, dos quais, 52% (n = 169) tiveram a presença do MLCD confirmada. Por outro lado, 24% (n = 102) dos 425 fragmentos estão situados na porção oeste, e destes, apenas 16% (n = 17) tiveram o registro

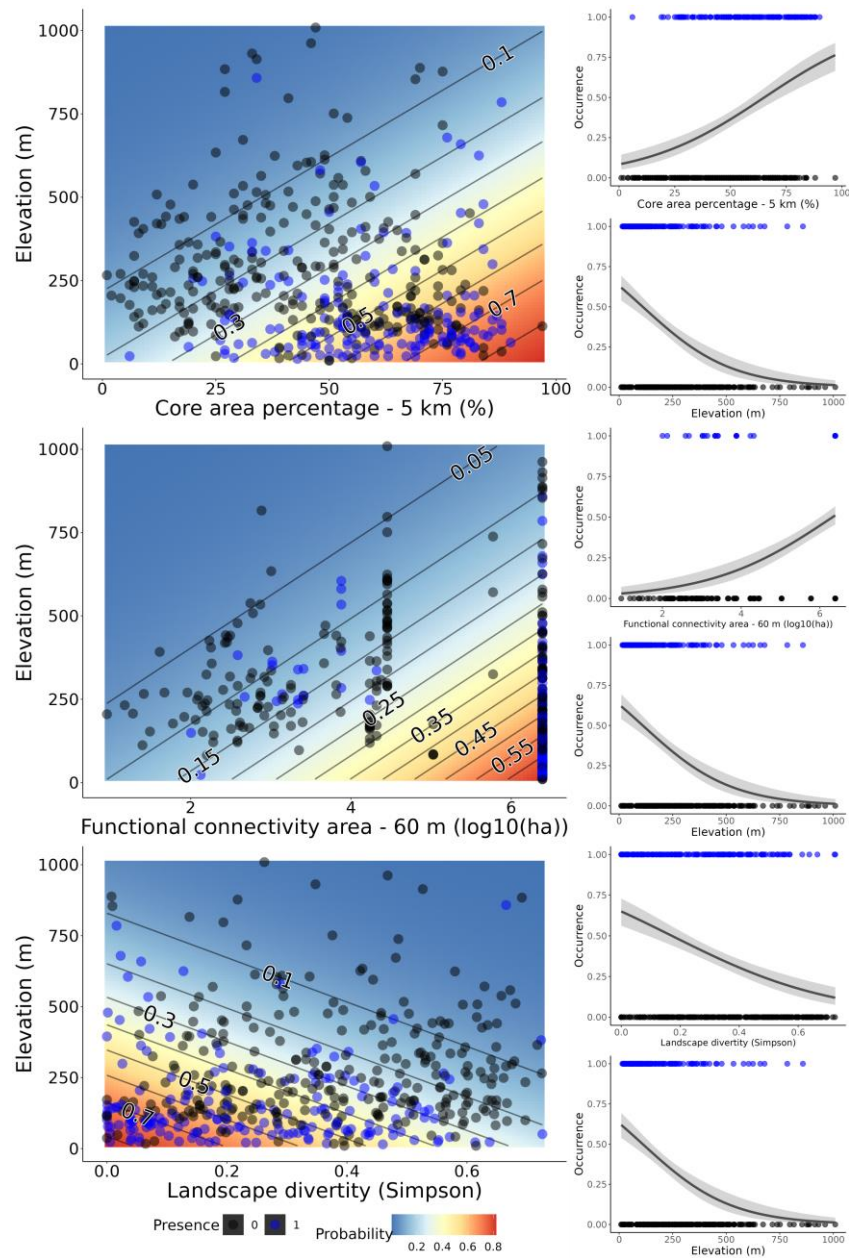
positivo para a ocorrência da espécie. Apenas 9% (n = 17) dos 186 fragmentos com ocorrência confirmada para o MLCD estão localizados a oeste de sua área de distribuição (Figura 1). A espécie foi registrada em áreas de Floresta Ombrófila, Floresta Estacional Semidecidual, cabucas e, pela primeira vez, em área de transição Caatinga - Mata Atlântica, também conhecida como “Mata de Cipó”. O registro na Mata de Cipó está há cerca de 860 m acima do nível do mar, a maior altitude já reportada para a espécie até o presente momento.



**Figura 1:** Distribuição dos fragmentos vistoriados através da técnica de *playback* ao longo da área de estudo. Em azul – Fragmento positivo para a ocorrência de *L. chrysomelas*. Em preto – Fragmento negativo para a

ocorrência de *L. chrysomelas*. Dados coletados entre junho de 2018 e março de 2022.

Dentre o conjunto de variáveis da paisagem avaliadas, as que melhor explicaram a ocorrência do MLCD a partir dos modelos foram: *elevação*, *proporção de área-núcleo (5000 m)*, *área funcionalmente conectada e diversidade da paisagem (1500 m)*. A “escala de efeito” para as variáveis *proporção de área-núcleo* e *diversidade da paisagem* foram mais plausíveis para explicar sua ocorrência quando consideradas em escalas maiores, 5.000 e 1.500 m, respectivamente. Os modelos com duas variáveis: (1) *elevação + área funcionalmente conectada*, (2) *elevação + proporção de área-núcleo*, e (3) *elevação + diversidade de Simpson*, com  $\Delta AICc < 2$  e soma de peso de Akaike = 0.99, foram os modelos mais plausíveis para explicar a probabilidade de ocorrência do MLCD em sua atual área de distribuição (Figura 2, Tabela 2).



**Figura 2:** Probabilidade de ocorrência de *L. chrysomelas* em sua área de distribuição geográfica de acordo com variáveis predictoras em modelos univariados e bivariados. Modelos plausíveis:  $\Delta AICc < 2$  e  $wAIC = 0.99$ .

A ocorrência do MLCD foi positivamente relacionada com o aumento da porcentagem da área-núcleo dos remanescentes florestais e áreas de cabucas, bem como em áreas funcionalmente conectadas. A elevação e a diversidade da paisagem tiveram um efeito negativo em sua ocorrência (Figuras 2 e 3, Tabela 2). A seleção de modelos usando o modelo completo e os modelos com duas variáveis mostrou que o modelo completo (*elevação + área funcionalmente conectada + proporção de área-núcleo + diversidade da*

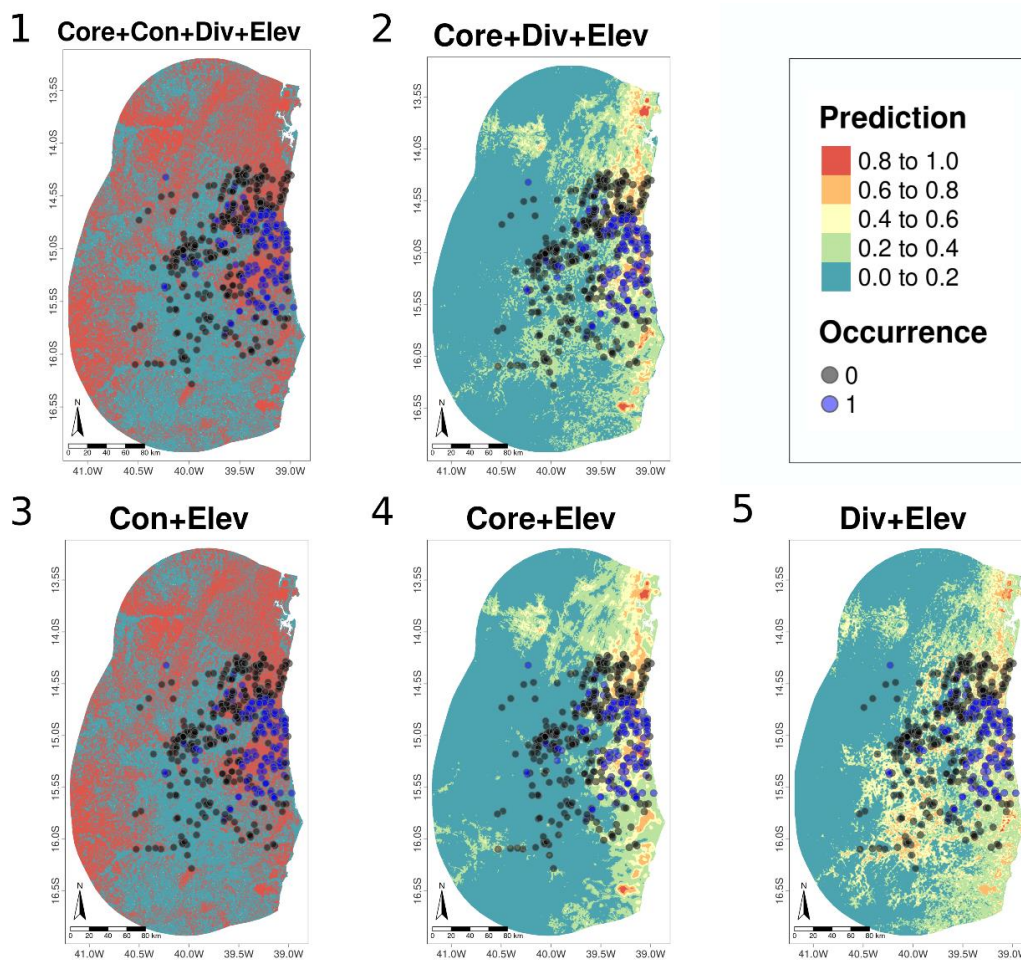
*paisagem*), com  $wAIC = 0.99$ , é o modelo que melhor explica a ocorrência do MLCD (Tabela 2).

**Tabela 2:** Resultados dos modelos para explicar a probabilidade de ocorrência de *L. chrysomelas* em sua atual área de distribuição geográfica. Modelos plausíveis ( $\Delta AICc < 2$ ) foram identificados nos conjuntos de modelos com uma ou duas variáveis.

Modelos	Variáveis	Estimate	Std. Error	P-value	$\Delta AICc$	wAIC
1	Proporção de área-núcleo	0.0327	0.0053	<0.01	0	0.3612
	Elevação	-0.0040	0.0007	<0.01		
2	Conectividade funcional	0.5199	0.0908	<0.01	0	0.3526
	Elevação	-0.0032	0.0007	<0.01		
3	Diversidade de Simpson	-3.5648	0.5835	<0.01	0.5	0.2845
	Elevação	-0.0045	0.0007	<0.01		
4	Conectividade funcional	0.5280	0.0953	<0.01	11.2	0.0013
	Diversidade de Simpson	-2.2973	0.5920	<0.01		
1	Proporção de área-núcleo	0.0012	0.0093	>0.05	0	0.9957
	Elevação	-0.0034	0.0007	<0.01		
	Conectividade funcional	0.3687	0.1187	<0.01		
	Diversidade de Simpson	-2.4677	0.8261	<0.01		
2	Proporção de área-núcleo	0.0327	0.0053	<0.01	12.9	0.0015
	Elevação	-0.0040	0.0007	<0.01		

Os mapas da Figura 3 indicam as áreas de probabilidade preditiva da ocorrência do MLCD com base nas variáveis de paisagem que melhor explicaram sua presença nos modelos. Nota-se um forte peso da variável conectividade funcional na predição das áreas com maior probabilidade de ocorrência da espécie (Figura 3, mapas 1 e 3). Há uma maior probabilidade de ocorrência do MLCD em áreas constituídas por fragmentos florestais e/ou cabruças com maior proporção de área-núcleo inseridos em paisagem mais homogêneas localizados em baixas altitudes (Figura 3, mapa 2); região de baixas altitudes e constituídas por fragmentos florestais e/ou cabruças com maior grau de conectividade funcional (Figura 3, mapa 3); áreas constituídas por fragmentos florestais e/ou cabruças localizadas em baixas altitudes (< 400 m) e com maior proporção de área-núcleo (Figura 3, mapa 4); assim como em paisagem mais homogêneas (com menor variedade de cobertura da terra) localizados em baixas altitudes (< 400 m) (Figura 3, mapa 5). Essas áreas, por sua vez, estão próximas ao litoral, porção leste da distribuição do MLCD (Figura 3).





**Figura 3:** Mapas preditivos indicando a probabilidade de ocorrência de *L. chrysomelas* em sua área de distribuição. Em azul – Fragmento positivo para a ocorrência de *L. chrysomelas*. Em preto – Fragmento negativo para a ocorrência de *L. chrysomelas*. “Core” – Proporção de área-núcleo, “Con” – Conectividade funcional, “Div” – Diversidade da paisagem, “Elev” – Elevação.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que a elevação, a proporção de área-núcleo dos fragmentos, a conectividade funcional e a diversidade da paisagem são as variáveis que melhor explicam a probabilidade de ocorrência do MLCD. Apesar de sua capacidade de sobreviver em florestas secundárias, áreas de cabruca e apresentar tolerância às modificações/perturbações do ambiente (Oliveira et al., 2010; Raboy et al., 2004), a ocupação da espécie tem se mostrado sensível à degradação do habitat, diminuindo sua probabilidade de ocorrência em paisagens com menor conectividade funcional e menor proporção de área-núcleo. Também foi observada uma redução de sua probabilidade de

ocorrência em paisagens muito heterogêneas (paisagens com grande diversidade de classes de cobertura da terra). Além do efeito negativo de áreas em altitudes elevadas (> 400 m) sobre a ocorrência da espécie, uma vez que sua distribuição está concentrada em florestas costeiras de baixas altitudes (Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010, 2013).

Esses resultados são validados pelos mapas preditivos, onde se observa que a probabilidade de ocorrência da espécie é maior próxima ao litoral (porção leste), região de baixas altitudes (> 400 m), que mantém os maiores e mais preservados fragmentos florestais e áreas de cabucas (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010) (Figura 3). Em comparação com a porção oeste, a paisagem ao leste também apresenta menor classe de cobertura da terra. Áreas localizadas na porção oeste apresentam maior grau de antropização, grandes extensões de pastagem e outros cultivos agrícolas inviáveis para a sobrevivência dos MLCDs (Azevedo et al. 2021; Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2010). Destaca-se ainda o efeito da conectividade funcional na probabilidade de ocorrência da espécie, de modo que os mapas preditivos extrapolaram enormemente sua distribuição (Figura 3).

As duas porções – leste e oeste – da área de distribuição do MLCD apresenta diferenças marcantes em relação ao clima, topografia, fitofisionomia, grau de fragmentação e composição do hábitat (Guidorizzi, 2008; Pinto & Rylands 1997; Raboy et al., 2010), o que afeta diretamente a persistência das populações. A porção leste possui os maiores e mais preservados fragmentos, disponibilizando maior quantidade de recursos e hábitat para sustentar as maiores populações (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010). A paisagem ao leste é constituída predominantemente por cabucas, o que mantém maior grau de conectividade entre os fragmentos (Zeigler et al., 2010). Além disponibilizar recursos-chaves para o MLCD, como frutos, sítios para dormir (ocos de árvores) e bromélias utilizadas para o forrageio de insetos e pequenos vertebrados (Oliveira et al., 2010; Raboy et al., 2004).

Os fragmentos localizados na porção oeste são menores, formados predominantemente por vegetação secundária degradada e isolados por extensas áreas de pastagem (Guidorizzi, 2008; Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2010), limitando a sobrevivência das populações. Posto isto, alerta-se para a necessidade de ações eficazes

para garantir a conservação das poucas populações ocidentais que ainda persistem. Essas populações mantêm parte da diversidade genética da espécie e podem ser úteis para ações de conservação, como aumentar o *pool* gênico, caso as populações as populações continuem em declínio devido ao desmatamento (Moraes et al., 2018).

Áreas situadas em altitudes elevadas (> 550 m) apresentam menor probabilidade de ocorrência do MLCD, uma vez que os maiores e mais preservados fragmentos estão em baixas altitudes (< 400 m), localizados na porção leste (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010). Entretanto, assim como o registro de campo desse estudo, Raboy e colaboradores (2013) também relataram a ocorrência da espécie em quatro diferentes localidades acima do seu limite altitudinal (500 – 550 m) (Pinto & Rylands, 1997). As localidades indicadas por Raboy et al., (2013) permanecem ainda ocupadas pelo MLCD. A espécie está perdendo hábitat para as atividades antrópicas, como o avanço da pecuária e conversão das cabruças em outros cultivos agrícolas (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010). Fragmentos florestais e cabruças localizados em altitudes elevadas podem estar servindo de refúgio e/ou sítio de alimentação para a espécie e devem ser considerados como áreas potenciais no planejamento de estratégias de conservação. O limite de ocorrência de MLCD possui elevações de até 1.100 m (Raboy et al., 2013). Essas áreas precisam ser amostradas, pois já foi atestada a persistência da espécie em altitudes elevadas (550 m), desde que esses ambientes possuam recursos essenciais para a sobrevivência das populações.

A porcentagem de área-núcleo, variável fortemente correlacionada com a área do fragmento, apresentou efeito positivo na probabilidade de ocorrência de MLCD. Embora a use as bordas dos fragmentos, os recursos utilizados pela espécie são mais abundantes em florestas maduras e no interior dessas áreas (Raboy et al., 2004). As margens das florestas podem apresentar condições microclimáticas alteradas devido ao efeito de borda (Tuff et al., 2016). Esta alteração pode aumentar a mortalidade de árvores de grande porte e reduzir a diversidade de recursos utilizadas por espécies dependentes de florestas (Laurance et al., 2000; Lindenmayer & Laurance, 2016). Pora o MLCD, o efeito de borda pode reduzir os recursos-chaves para a sobrevivência das populações, como bromélias e ocos de árvores (Raboy & Dietz, 2004; Oliveira et al., 2010), afetando a utilização das margens das florestas e cabruças pela espécie. Almeida-Rocha e colaboradores (2020) indicaram uma correlação positiva entre árvores de grande diâmetro e ocupação da espécie em cabruças.

Os grupos de MLCD dormem preferencialmente em ocos de árvores (Raboy et al., 2004; Rylands, 1989), o que pode ser mais frequente em árvores de grande porte localizadas no interior dos fragmentos e/ou cabruças mais preservados. Por estarem também mais suscetíveis à predadores, como aves de rapinas e cães domésticos (*Canis lupus familiaris*), os MLCDs podem evitar o uso das bordas das florestas ou cabruças. A escala que a espécie respondeu (5000 m) também pode estar relacionada à disponibilidade de recursos. Escalas maiores possuem fragmentos maiores, com maior proporção de área-núcleo e, portanto, recursos mais abundantes.

Assim como outros primatas neotropicais, o MLCD depende de áreas florestadas para sua dispersão (Marsh et al., 2013; Raboy & Dietz, 2004; Rylands, 1989), o que explica o efeito positivo da variável conectividade funcional em sua ocorrência. Paisagens com maior conectividade entre os fragmentos favorecem a dispersão e persistência dos primatas (Costa-Araújo et al., 2021). O aumento de áreas funcionalmente conectadas possui um efeito que “aumenta o tamanho dos fragmentos”, dado que se torna acessíveis. Proporciona maior quantidade de hábitat e viabiliza maior disponibilidade de recursos para ocupação e sobrevivência dos MLCDs em paisagens com maior conectividade funcional. A dispersão dos primatas entre fragmentos mais próximos também reduz o risco de predação que estas espécies são expostas durante a dispersão em longas distâncias em áreas abertas (Bueno et al., 2013), o que reforça a importância das cabruças em garantir a conectividade funcional entre os fragmentos ao longo da área de ocorrência do MLCD (Zeigler et al., 2010).

A probabilidade de ocorrência da espécie diminui em áreas com diferentes coberturas da terra (com maior diversidade da paisagem). Sua probabilidade de ocorrência é maior em áreas mais homogêneas (menor diversidade da paisagem), como áreas de floresta primária, secundária e/ou cabruças. Essas áreas, por sua vez, encontram-se em maiores proporções na porção leste, região que mantém os maiores e mais preservados fragmentos florestais e cabruças, além de abrigar as maiores populações de MLCDs (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010). A escala de efeito para a diversidade da paisagem foi 1500 m, portanto, a espécie também responde às mudanças de cobertura da terra em escala ampla. Sua ocorrência diminui em paisagens heterogêneas e com diferentes usos da terra inviáveis para a sobrevivência de suas populações. Além do avanço da pecuária na porção oeste, a expansão de outros cultivos agrícolas, como seringueiras, café e palmeiras, contribui na

caracterização de uma paisagem altamente heterogênea (Guidorizzi, 2008; Pinto & Rylands, 1997; Raboy et al., 2010), diminuindo a ocupação do MLCD nessa porção.

## 5. IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO

Os resultados demonstraram a importância de áreas funcionalmente conectadas e fragmentos com maior proporção de área-núcleo, localizadas na porção leste da distribuição do MLCD, para garantir a sobrevivência de suas populações. Dessa forma, recomenda-se conservar as áreas de baixas altitudes, principalmente às com alta conectividade funcional, fragmentos com maior proporção área-núcleo e paisagens homogêneas, formadas principalmente por florestas e cabucas. Por outro lado, para garantir a sobrevivência das poucas e isoladas populações da porção oeste, é necessário fomentar medidas de conservação mais intensas, como a criação de corredores ecológicos e a restauração passiva e ativa de hábitat através da regeneração natural da floresta para garantir e/ou aumentar a conectividade dos fragmentos remanescentes. Além disso, é indispensável entender a capacidade do MLCD de sobreviver em fragmentos relativamente pequenos, isolados e constituídos por florestas secundárias (áreas degradadas) localizados na porção oeste. Pesquisas futuras precisam avaliar sua ocupação em função de recursos considerados indispensáveis para sua sobrevivência nesses fragmentos, como a presença de ocos de árvores que servem de dormitório para os grupos e ocorrência de bromélias para o forrageio de insetos. Além de incluir outros recursos que podem ser limitantes para a persistência da espécie nesses pequenos e degradados fragmentos no interior do estado da Bahia.

### REFERÊNCIAS:

Almeida-Rocha, J.M, Peres, C.A, Monsalvo, J.B. & Oliveira, L.C. (2020). Habitat determinants of golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) occupancy of cacao agroforests: Gloomy conservation prospects for management intensification. *American Journal of Primatology*. <https://doi.org/10.1002/ajp.23179>

- Araujo, M., Keith, A., Rocha, R. & Mesquita, C.A.B. (1998). *A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas*. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica–MAB – UNESCO. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica8:1–36
- Arroyo-Rodríguez, V. & Mandujano, S. (2006). Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology* 27(4): 1079–1096. doi: 10.1007/s10764-006-9061-0. <https://doi.org/10.1007/s10764-006-9061-0>
- Arroyo-Rodríguez, V., Cuesta-Del Moral, E., Mandujano, S., Chapman, C.A., Reyna-Hurtado, R., & Fahrig, L. (2013). Assessing habitat fragmentation effects for primates: The importance of evaluating questions at the correct scale. In: Marsh, L.K. & Chapman, C.A. (eds.). *Primates in fragments: complexity and resilience*, pp. 13-28. New York: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_2)
- Arroyo-Rodríguez, V., & Fahrig, L. (2014). Why is a landscape perspective important in studies of primates? *American Journal of Primatology*, 76: 901-909. <https://doi.org/10.1002/ajp.22282>
- Azevedo, T., Rosa, M.R., Shimbo, J.Z., & de Oliveira, M.G. (eds.). (2021). *Relatório anual do desmatamento no Brasil 2020*. MapBiomas. São Paulo, Brasil, 93 pp. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>. Acesso em 01 de novembro de 2021
- Barlow, J., França, F., Gardner, T.A., ... Graham, N.A.J. (2018). The future of hyperdiverse tropical Ecosystems. *Nature*, London, 559. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>
- Bennett, A.F., Radford, J.Q. & Haslem, A. (2006). Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 113, 250-264. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.008>
- Benz, J.J., French, J.A. & Leger, D.M. (1990). Sex differences in vocal structure in a callitrichid primate, *Leontopithecus rosalia*. *American Journal of Primatology*, 21, 257-264. <https://doi.org/10.1002/ajp.1350210402>

- 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:e56252. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056252>
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference*, 2nd edn. Springer, New York, NY
- Calcagno, V. & Mazancourt, C. (2010). Glmulti: An R package for easy automated model selection with (generalized) linear models. *Journal of Statistical Software*, 34:1-29. <https://doi.org/10.18637/jss.v034.i12>
- Carvalho, F.M.V., Júnior, P. de, M. & Ferreira, L.G. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142: 1392-1403. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>
- Chapman, C.A. & Peres, C.A. (2001). Primate conservation in the new millennium: The role of scientists. *Evolutionary Anthropology*, 10: 16-33. [https://doi.org/10.1002/1520-6505\(2001\)10:1<16::AID-EVAN1010>3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/1520-6505(2001)10:1<16::AID-EVAN1010>3.0.CO;2-O)
- Chiarello, A.G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of brazilian atlantic forest. *Conservation Biology*, 14 (6): 1649-1657. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99071.x>
- Chiarello, A.G. & Melo, F.R.D. (2001). Primate population densities and sizes in Atlantic Forest remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 22 (3): 379-396. <https://doi.org/10.1023/A:1010751527749>
- Costa-Araújo R., Regolin, A.L, Martello, F, Souza-Alves, J.P., Hrbek, T. & Ribeiro, M.C. (2021). Occurrence and conservation of the Vulnerable titi monkey *Callicebus melanochir* in fragmented landscapes of the Atlantic Forest hotspot. *Oryx*, p, 2-8. <https://doi.org/10.1017/S0030605319001522>

- Coutinho, P.E.G., Corrêa, H.K.M. (1995). Polygyny in a free-ranging group of buffy tufted-ear marmosets, *Callithrix aurita*. *Folia primatologica*, v. 65, n. 1, p. 25-29
- Cristóbal-Azkarate, J., Veà, J.J., Asensio, N. & Rodrigues-Luna, E. (2005). Biogeographical and floristic predictors of the presence and abundance of mantled howlers (*Alouatta palliata mexicana*) in rainforest fragments at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, v. 67, n. 2, p. 209-222. <https://doi.org/10.1002/ajp.20178>
- Crouzeilles, R., & Curran, M. (2016). Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology*, 53, 440–448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- De Vleeschouwer, K.M. & Raboy, B.E. (2013). Multilevel and transdisciplinary approaches to understanding endangered primates in complex landscapes: golden-headed lion tamarins in southern Bahia, Brazil. In: Marsh, L.K., Chapman, C.L. *Primates in fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer. 275-297. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2\\_19](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_19)
- Dietz, J.M., Sousa, S.N.F. & Silva, J.R.O. (1994). Population structure and territory size in golden-headed lion tamarins, *Leontopithecus chrysomelas*. *Neotropical Primates*, 2: 21-23
- Dietz, J.M., de Sousa, S.N.F. & Billerbeck, R. (1996). Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Dodo, Journal of the Wildlife Preservation Trusts*, 32: 115-122
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19: 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- Estrada, A., Garber, P.A., Rylands, A.B ... Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*. 3: e1600946. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>



- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34:487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40:1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Faria, D., Paciencia, M.L.B., Dixo, M. et al., (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16: 2335-2357. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9189-z>
- Fonseca, C.R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C.G., Boelter, C.R., et al. (2009). Towards an ecologically sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1144–1154. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.017>
- Gestich C. C. et al., (2018). Unraveling the scales of effect of landscape structure on primate species richness and density of titi monkeys (*Callicebus nigrifrons*). *Ecological Research*, 34(1): 150-159. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.1009>
- Gilbert, K.A. & Setz, E.Z.F. (2001). Primates in a fragments landscape. Six species in Central Amazonia. In: Bierregard, R.O. Jr, Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, pp. 262-270
- Gonçalves, E.C., Ferrari, S.F., Silva, A., Coutinho, P.G.E., Menezes, E.V. & Schneider, P.C. (2003). Effects of habitat fragmentation on the genetic variability of silvery marmosets, *Mico argentatus*. In: Marsh, L.K. (ed.) (2003). *Primates in fragments: Ecology and conservation*. New York: Kluwer Academics/Plenum Press. pp. 17-28. [https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3770-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3770-7_3)
- Google. *Google, Earth Pro 7.3.2*. (2020). Acesso em 30 de junho de 2020

- Gouvêa, J.B.S., Mattos, L.A. a Hori, M. (1975). Fitogeografia In: *Diagnóstico Socioeconômico da Região Cacaueira, vol 7: Recursos Florestais*. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) e Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas – OEA. Ilhéus, Bahia, Brasil
- Guidorizzi, C.E. (2008). *Ecologia e comportamento do mico-leão-da-cara-dourada, Leontopithecus chrysomelas (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um fragmento de Floresta Semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Ilhéus, Bahia
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R . Townsend, J.R.G. (2013). High-Resolution Global Maps of of 21st-century forest cover change. *Science* 134:850–854. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- IBGE. (2019). *Mapa de vegetação do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15842-biomas.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em 13 de outubro de 2019
- Isabirye-Basuta, G.M. & Lwanga, J.S. (2008). Primate populations and their interactions with changing habitats. *International Journal of Primatology* 29: 35-48. <https://doi.org/10.1007/s10764-008-9239-8>
- Jackson, H.B & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24: 52-63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Kierulff, M.C.M. & Rylands, A.B. (2003). Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, 59: 29-44. <https://doi.org/10.1002/ajp.10064>
- Kierulff, M.C.M., Raboy, B.E., Oliveira, P.P., Miller, K., Passos, F.C. & Prado, F. (2002). Behavioral ecology of lion tamarins. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). *Lion Tamarins, Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC

- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L. & Lovejoy, T.E. (2000). Conservation: Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836. <https://doi.org/10.1038/35009032>
- Lindenmayer, D.B. & Laurance, W.F. (2016). The unique challenges of conserving large old trees. *Trends in Ecology & Evolution*, 31: 416-418. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.03.003>
- Marsh, L.K., Chapman, C.A., Arroyo-Rodríguez, V. et al., (2013). Primates in fragments 10 years later: once and future goals. In: Marsh, L.K. & Chapman, C.A. (eds.). *Primates in fragments: complexity and resilience*. Springer, New York, pp. 503-523
- Meijer, J.R., Huijbregts, M.A.J., Schotten, K.C.G.J., & Schipper, A.M. (2018). Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters*, 13(6): 064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42>
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C. et al. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamics Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142: 1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- Miguet, P., Jackson, H. B., Jackson, N. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2016). What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landscape Ecology*, 31, 1177–1194. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0314-1>
- Mittermeier, R., Gil, P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C., Lamoreux, J. & Fonseca, G. (2005). *Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. CEMEX, Agrupación Serra Madre, SC, Mexico
- Mittermeier, R.A., Rylands, A.B. & Wilson, D.E. (eds.) (2013). Handbook of the mammals of the world. Vol. 3. *Primates*. Lynx Edicions, Barcelona
- MMA/ICMBio. (2016). Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central (PAN MAMAC). Disponível em:

<https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-mamac/1-ciclo/pan-mamac-livro-1.pdf>. Acesso em 06 de novembro de 2020

- Moraes, A.M., Ruiz-Miranda, C.R., Galetti-Jr, P.M., Niebuhr, B.B., Alexandre, B.R., Muylaert, R.L ... Ribeiro, M.C. (2018). Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 224, 178–187. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.023>
- Mori, S.A., Boom, B.M., De Carvalho, A.M. & dos Santos, T.S. (1983). Southern Bahian moist forests. *Botanical Review*, 49: 155–232. <https://doi.org/10.1007/BF02861011>
- Neteler, M., Bowman, M.H., Landa, M., & Metz, M. (2012). Grass Gis: A multi-purpose open source GIS. *Environmental Modelling & Software*, 31, 124–130. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.11.014>
- Niebuhr, B.B.S., Martello, F., Ribeiro, J.W., Vancine, M.H., Muylaert, R. L., Campos, V.E.W., Santos, J.S., Tonetti, V.R. & Ribeiro, M.C. (2022). *Landscape Metrics (LSMetrics): A spatially explicit tool for calculating connectivity and other ecologically-scaled landscape metrics*. In press
- Oliveira, L.C., Hankerson, S.J., Dietz, J.M., & Raboy, B.E. (2010). Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shadecocoa management in southern Bahia, Brazil. *Animal Conservation*, 13(1): 60-70. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00296.x>
- Oliveira, L.C., Neves, L.G., Raboy, B.E. & Dietz, J.M. (2011). Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in cabruca agroforest. *Environmental Management*, 48 (2): 248-262. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9582-3>
- Peres, C.A. (1986). Ranging patterns and habitat selection in golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766) (Callitrichidae, Primates). In: De Mello, M.T

- (ed.). *A Primatologia no Brasil 2*: Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, pp. 223-233. <https://doi.org/10.1007/BF00302922>
- Pinto, L.P.S. & Rylands, A.B. (1997). Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. *Folia Primatologica*, 68: 167-180. <https://doi.org/10.1159/000157244>
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J.C. (2006). Comportamiento alimentario de monos a negros (*Alouatta pigra* Lawrence, Cebidae) en habitat fragmentado en Balancan Tabasco, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 22:53–66. <https://doi.org/10.21829/azm.2006.2232023>
- QGIS Development Team. (2013). QGIS Geographic Information System. 2.0.1-Dufour Open Source Geospatial Foundation Project. Retrieved from <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.rproject.org/>
- Raboy, B. & Dietz, J. (2004). Diet, foraging, and the use of space in wild golden-headed lion tamarins. *American Journal of Primatology*, 63: 1-15. <https://doi.org/10.1002/ajp.20032>
- Raboy, B.E., Neves, L.G., Zeigler, S., Saraiva, N.A., Cardoso, N., Dos Santos, G. R. & Leimgruber, P. (2010). Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. *Biotropica*, 42(3), 388–397. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00595.x>
- Raboy, B.E., Neves, L.G., Zeigler, S.L & Oliveira, L.C. (2013). Occurrences of the golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) above 500 meters in southern Bahia, Brazil and implications for conservation planning. *Primate Conservation* (26): 25–31. <https://doi.org/10.1896/052.026.0108>
- Raboy, B.E., Christman, M.C. & Dietz, J.M. (2004). The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). *Oryx*, 38(1): 75-83. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000122>

- Rezende, G.C., Sobral-Souza, T., Culot, L. (2020). Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. *American Journal of Primatology*, e 23202. <https://doi.org/10.1002/ajp.23202>
- Robinson, N., Regetz, J., & Guralnick, R. P. (2014). EarthEnv-DEM90: A nearly-global, void-free, multi-scale smoothed, 90m digital elevation model from fused ASTER and SRTM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 87: 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.11.002>
- Rosa, M.R, Brancalion, P.H.S, Crouzeilles, R., Tambosi, L.R, Piffer, P.R., Lenti, F.E.B., Hirota, M., Santiami, E. & Metzger, J.P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil’s Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Ecology*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>
- Ruiz-Miranda, C. R., & KLEIMAN, D.G. (2002). Conspicuousness and complexity: Themes in lion tamarin communication. In: Kleiman, D.G & Rylands, A.B. (eds.). (2008). *Lion tamarins biology and conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 233-254
- Rylands, A.B. (1989). Sympatric Brazilian callitrichids: the black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *Journal of Human Evolution*, 18(7): 679–695. [https://doi.org/10.1016/0047-2484\(89\)90100-0](https://doi.org/10.1016/0047-2484(89)90100-0)
- Rylands, A.B. (2012). *Taxonomy of the Neotropical Primates* – database. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group, IUCN, Gland
- Rylands, A.B. & Mittermeier, R.A. (2014). Primate taxonomy: species and conservation. *Evolutionary Anthropology*, 23: 8–10. <https://doi.org/10.1002/evan.21387>

- Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M. & Pinto, L.P.S. (2002). Distribution and Status of Lion Tamarins. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A. B. (eds.). (2008). *Lion Tamarins: Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 42–70
- Sambuichi, R.H.R. (2006). Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauzeira do sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 943-954. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400018>
- Silva, L.G., Ribeiro, M.C., Hasui, É., Da Costa, C.A. & da Cunha, R.G.T. (2015). Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. *PLoS One* 10(2): e0114025. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114025>
- Souza Jr, C.M., Shimbo, J.Z., Rosa, M.R ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12(17): <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Strier, K. B. (2007). Conservation. In: Campbell, C.J., Fuentes, A., Mackinnon, K.C., Panger, M. & Bearder, S.K. (eds.). *Primates in Perspective*. Oxford University Press. New York, pp.496-509
- Tufo, K.T. & Davies, K.F. (2016). A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecology Letters*, 19: 361–374. <https://doi.org/10.1111/ele.12579>
- Umapathy, G., Hussain, S. & Shivaji, S. (2011). Impact of habitat fragmentation on the demography of lion-tailed macaque (*Macaca silenus*) populations in the rainforests of Anamalai Hills, Western Ghats, India. *International Journal of Primatology*, (32):889-900. <https://doi.org/10.1007/s10764-011-9508-9>
- UNEP-WCMC & IUCN. (2021). Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) and World Database on Other Effective Area-based Conservation Measures

(WD-OECM) [Online], September 2021, Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN.  
Available at: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net)

V-LATE. (2013). *Vector-based landscape analysis tools extension* for ArcGIS 10 2.0 beta.  
Retrieved from <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/v-late>

Zeigler, S.L., Fagan, W.F., De Fries, R. & Raboy, B.E. (2010). Identifying Important Forest Patches for the Long-term Persistence of the Endangered Golden-Headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). *Tropical Conservation Science*, 3(1): 63-77.  
<https://doi.org/10.1177/194008291000300106>

Zeigler, S.L., Vleeschouwer, K.M. & Raboy, B.E. (2013). Assessing Extinction Risk in Small Metapopulations of Golden-headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Bahia State, Brazil. *Biotropica* 45(4): 528–535.  
<https://doi.org/10.1111/btp.12037>



## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Apêndice S1:** Relação entre os atributos da paisagem e a probabilidade de ocorrência de *Leontopithecus chrysomelas* em sua atual área de distribuição geográfica.

Response variable	Variable name based on metric description	Estimate	P value	AIC
Patch size	mapbiomas_30m_HABMAT_patch_AreaHA	0.00000118	<0.01	533.88
Fragment size	mapbiomas_30m_HABMAT_0030m_fragment_AreaHA	0.00000443	<0.01	557.29
Structural connectivity	mapbiomas_30m_HABMAT_0030m_structural_connectivity	0.00000142	<0.01	530.79
Functionally connected area (60m)	mapbiomas_30m_HABMAT_0060m_func_connect_AreaHA	0.000000858	<0.01	530.76
Functionally connected area (120m)	mapbiomas_30m_HABMAT_0120m_func_connect_AreaHA	<b>0.00000564</b>	<b>&lt;0.01</b>	<b>481.21</b>
Core habitat area	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_AreaHA	0.00000708	<0.01	500.59
Corehabitat percentage (250m)	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_pct_250m	0.011	<0.05	607.37
Corehabitat percentage (500m)	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_pct_500m	0.012	<0.05	606.5
Corehabitat percentage (750m)	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_pct_750m	0.017	<0.01	600.61
Corehabitat percentage (1000m)	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_pct_1000m	0.021	<0.01	593.48
Corehabitat percentage (1500m)	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_pct_1500m	0.005	<0.01	579.9
Corehabitat percentage (2000m)	mapbiomas_30m_HABMAT_CORE_0030m_pct_2000m	<b>0.005</b>	<b>&lt;0.01</b>	<b>573.01</b>
Edge habitat area	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_AreaHA	0.459	>0.05	34.25
Edge habitat percentage (250m)	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_pct_250m	-0.023	>0.05	608.6
Edge habitat percentage (500m)	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_pct_500m	-0.021	>0.05	610.29
Edge habitat percentage (750m)	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_pct_750m	-0.039	<0.05	607.39
Edge habitat percentage (1000m)	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_pct_1000m	<b>-0.058</b>	<b>&lt;0.01</b>	<b>603.48</b>
Edge habitat percentage (1500m)	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_pct_1500m	-0.064	<0.01	604.48
Edge habitat percentage (2000m)	mapbiomas_30m_HABMAT_EDGE_0030m_pct_2000m	-0.050	<0.05	608.29
Proportion of habitat (250m)	mapbiomas_30m_HABMAT_pct_250m	0.019	<0.05	607.04
Proportion of habitat (500m)	mapbiomas_30m_HABMAT_pct_500m	0.018	<0.05	605.37
Proportion of habitat (750m)	mapbiomas_30m_HABMAT_pct_750m	0.007	<0.01	599.71
Proportion of habitat (1000m)	mapbiomas_30m_HABMAT_pct_1000m	0.007	<0.01	593.03
Proportion of habitat (1500m)	mapbiomas_30m_HABMAT_pct_1500m	0.006	<0.01	577.77
Proportion of habitat (2000m)	mapbiomas_30m_HABMAT_pct_2000m	<b>0.006</b>	<b>&lt;0.01</b>	<b>569.55</b>
Simpson diversity (250m)	mapbiomas_30m_simpson_size_9	-1.429	<0.05	606.14
Simpson diversity (500m)	mapbiomas_30m_simpson_size_17	-1.807	<0.01	600.35
Simpson diversity (750m)	mapbiomas_30m_simpson_size_25	-2.454	<0.01	589.89
Simpson diversity (1000m)	mapbiomas_30m_simpson_size_33	-2.954	<0.01	579.08

Simpson diversity (1500m)	mapbiomas_30m_simpson_size_51	<b>-3.606</b>	<b>&lt;0.01</b>	<b>563.66</b>
Simpson diversity (2000m)	mapbiomas_30m_simpson_size_67	-3.505	<0.01	568.04
Eucl. dist. from protected areas	pa_dist	-0.0000528	<0.01	559.15
Eucl. dist. from urban areas	ur_dist	0.00000735	>0.05	612.11
Eucl. dist. from roads	ro_dist	-0.000124	<0.05	605.23

## CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos nesta tese têm potencial para auxiliar na conservação das quatro espécies que compõem o gênero *Leontopithecus* (*L. rosalia*, *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus*, *L. caissara*), com destaque para melhor compreensão acerca da distribuição geográfica, população remanescente e declínio / ocorrência das populações de *L. chrysomelas* em sua atual área de distribuição. A revisão sistemática desenvolvida no capítulo 1 foi a primeira a analisar os esforços dirigidos à conservação das quatro espécies de micos-leões a partir dos estudos publicados em periódicos revisados por pares desde o início da história da conservação destes pequenos primatas até o ano de 2019. Esta revisão permitiu avaliar como têm sido distribuídos os esforços de pesquisa (por espécie, região geográfica e área do conhecimento); identificou as instituições envolvidas nas pesquisas; analisou se os estudos contemplaram as prioridades de pesquisas previamente definidas; e identificou recomendações de pesquisas que ainda precisam ser melhor exploradas para auxiliar na conservação desses quatro primatas ameaçados. As principais conclusões obtidas neste capítulo foram:

- Os estudos dirigidos à *L. chrysopygus*, e *L. caissara* devem ser intensificados uma vez que estas espécies possuem menores números de publicações, mas em maiores riscos de extinção em razão de suas menores áreas de distribuição e populações remanescentes;
- Os temas abordados nos artigos contemplaram as recomendações de pesquisas preestabelecidas para os micos-leões, todavia, estudos destinados à *L. chrysomelas* (estudos comportamentais em áreas de restinga e floresta de altitude) e *L. caissara* (estudos sobre pressão de predação na região continental e estudos sobre espécies invasoras em sua área de ocorrência) ainda precisam ser melhor explorados;
- Por fim, as universidades públicas brasileiras têm destaque na realização dos estudos sobre micos-leões, no entanto, o desenvolvimento da maioria das pesquisas é assegurado pelos esforços de ONGs que realizam e apoiam os projetos focados na proteção desses primatas.

Além de determinar os atuais limites de distribuição e população remanescente de *L. chrysomelas*, o capítulo 2 avaliou as tendências dos parâmetros Extensão de Ocorrência e Tamanho Populacional da espécie nos últimos 30 anos. Essa verificação permitiu uma discussão mais ampla e detalhada sobre o estado de conservação das populações de *L. chrysomelas*. As principais conclusões deste capítulo foram:

- Houve uma redução de, respectivamente, 42% e 60% na Extensão de Ocorrência e Tamanho Populacional de *L. chrysomelas* nas últimas três décadas.
- Sua Extensão de Ocorrência atual é de 13.215 km<sup>2</sup>, restrita ao estado da Bahia, e Tamanho Populacional entre 16.522 e 21.822 indivíduos;
- Pequenas, isoladas e contidas em não mais que 4% da área estimada, as populações ocidentais correm um eminente risco de serem extintas em razão da constante degradação e conversão dos remanescentes florestais em grandes áreas de pastagens;
- A conversão das cabruças em outros cultivos agrícolas ou pastagem, bem como a simplificação estrutural desse sistema agroflorestal em razão da remoção de árvores de sombra, pode estar reduzindo a ocupação e sobrevivência a longo prazo das populações de *L. chrysomelas* em sua porção leste de distribuição.

Considerando que *L. chrysomelas* está inserido em uma paisagem heterogênea e antropizada, o capítulo 3 avaliou como a estrutura e composição da paisagem, em diferentes escalas espaciais, afetam sua probabilidade de ocorrência ao longo de sua atual área de distribuição. As principais conclusões deste capítulo foram:

- A probabilidade de ocorrência de *L. chrysomelas* diminui em paisagens com menor conectividade funcional, áreas constituídas por fragmentos ou cabruças com menor proporção de área-núcleo e em paisagens muito heterogêneas. Além da redução de sua ocorrência em altitudes elevadas (> 400 m), uma vez que suas maiores populações estão concentradas em florestas costeiras de baixas altitudes;

- A proporção de área-núcleo em paisagens homogêneas é mais plausível para explicar a ocorrência de *L. chrysomelas* quando medida em maior escala (5.000 m). Escalas maiores possuem fragmentos e/ou cabruças com maior tamanho, maior proporção de área-núcleo, conseqüentemente, recursos mais abundantes;
- Para a diversidade da paisagem, a ocorrência de *L. chrysomelas* diminui em escalas maiores (1.500 m), onde a paisagem é mais heterogênea e com diferentes usos da terra inviáveis para sua persistência.

Analisando conjuntamente o capítulo 2 e 3, e considerando o atual cenário de declínio contínuo das populações de *L. chrysomelas*, algumas propostas para sua conservação são apresentadas a seguir:

- Fomentar a criação de corredores ecológicos e restauração passiva e ativa de hábitat através da regeneração natural da floresta para garantir e/ou aumentar a conectividade dos fragmentos remanescentes na porção oeste a fim de proteger às poucas e isoladas populações ocidentais;
- Avaliação de adequabilidade do hábitat e potenciais ameaças dos fragmentos florestais ocidentais a fim de fomentar ações de manejo, como translocação e reintrodução para o aumentar o fluxo gênico e chances de sobrevivência a longo prazo dessas populações, com principal foco na retirada de grupos confinados em fragmentos muito reduzidos, isolados e altamente degradados e soltura em remanescentes adequados;
- Fomentar a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) e a averbação da Reserva Legal (20% da propriedade), especialmente na porção oeste em razão de nenhum fragmento nessa região ser capaz de manter uma população autossustentável;
- Estabelecer novas UCs de Proteção Integral ao leste para assegurar a proteção de maiores populações;
- Criar ou incluir aos planos de manejo das cabruças práticas de manejo capazes de mitigar ou conter os efeitos deletérios da simplificação estrutural de cabruças, como a manutenção e plantio de árvores de sombra de grande

porte que são reconhecidamente utilizadas como alimento ou abrigo pela espécie a fim de favorecer a persistência de suas populações nas cabruças;

- Incentivar e ampliar a valorização econômica do cacau produzido em cabruca, seja através da produção orgânica ou certificação de qualidade, a fim de manter e recuperar as cabruças e, conseqüentemente, assegurar a sobrevivência de *L. chrysomelas*;
- Explorar melhor o potencial turístico de *L. chrysomelas* através de sua observação na natureza com o intuito de despertar uma conscientização ecológica e sensibilizar a população sobre a importância em proteger este emblemático primata e seu hábitat. O que também contribuirá como fonte de renda local, levando a população a valorizar a presença de *L. chrysomelas* em suas propriedades;
- Por fim, mas não menos importante, fortalecer e ampliar os programas e projetos direcionados à educação ambiental, especialmente na porção oeste, onde o estado de conservação de *L. chrysomelas* é crítico. Durante a pesquisa de campo, foi observado uma grande falta de conhecimento por parte dos moradores locais, onde muitos sequer sabiam que *L. chrysomelas* ocorriam em suas propriedades. Os donos de fazendas e/ou gerentes são os tomadores de decisões a respeito do que deve ser feito nas propriedades, portanto, devem ser o público alvo das atividades direcionadas à conservação da espécie.