

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Natasha Grosch Loureiro

**ATRIBUTOS DA PAISAGEM E ESPÉCIES CONGÊNERES ALÓCTONES
INFLUENCIAM A OCORRÊNCIA DE *CALLITHRIX AURITA* EM
REMANESCENTES FLORESTAIS DO BRASIL**

Belo Horizonte

2021

Natasha Grosch Loureiro

**ATRIBUTOS DA PAISAGEM E ESPÉCIES CONGÊNERES ALÓCTONES
INFLUENCIAM A OCORRÊNCIA DE *CALLITHRIX AURITA* EM
REMANESCENTES FLORESTAIS DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues.

Coorientador: Dr. Rodrigo Lima Massara.

Belo Horizonte

2021

043 Loureiro, Natasha Grosch.
Atributos da paisagem e espécies congêneres alóctones influenciam a ocorrência de *Callithrix aurita* em remanescentes florestais do Brasil [manuscrito] / Natasha Grosch Loureiro. – 2021.
49 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues. Coorientador: Dr. Rodrigo Lima Massara.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. *Callithrix*. 3. Florestas. 4. Conservação da natureza. 5. Paisagem - Proteção. I. Rodrigues, Flávio Henrique Guimarães. II. Massara, Rodrigo Lima. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
 INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
 PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



Ata da Defesa de Dissertação

Nº 419
 Entrada: 2019/1

Natasha Grosch Loureiro

No dia 27 de agosto de 2021, às 14:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Natasha Grosch Loureiro, intitulada: "Atributos da paisagem e espécies congêneres alóctones influenciam a ocorrência de *Callithrix aurita* em remanescentes florestais do Brasil". Abrindo a sessão, o(a) orientador(a) e Presidente da Comissão, Doutor(a) Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Fabiano Rodrigues de Melo (UFV), Leandro Jerusalinsky (ICMBIO) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

- (X) Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;
- () Reavaliação da dissertação com avaliação pelos membros da banca do documento revisado, sem nova defesa, no prazo máximo de 30 dias, sob possibilidade de reprovação;
- () Reformulação da dissertação com indicação de nova defesa em data estabelecida a critério do Colegiado em observância às Normas Gerais da Pós-graduação na UFMG a ao Regimento do PPG-ECMVS;
- () Reprovação

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 27 de agosto de 2021.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Fabiano Rodrigues de Melo**, Usuário Externo, em 31/08/2021, às 12:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Leandro Jerusalinsky**, Usuário Externo, em 31/08/2021, às 20:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Membro, em 01/09/2021, às 16:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador 0935573 e o código CRC 5B287736.

AGRADECIMENTOS

A realização desta dissertação contou com o suporte e contribuição de muitas pessoas. Desde aqueles que conviveram comigo e compartilharam vivências, até aqueles que diretamente contribuíram com ideias, sugestões, discussões e ensinamentos. Nada disso seria possível sem todos os ombros amigos e as parcerias científicas.

Primeiramente agradeço meu irmão Robert e meus pais, pelo apoio imprescindível para que eu chegasse até onde cheguei.

Agradeço à CAPES pelo fornecimento da minha bolsa acadêmica, sem a qual a conclusão deste projeto se tornaria inviável.

Agradeço especialmente meu orientador (Flávio), que me acolheu no Laboratório de Ecologia de Mamíferos e muito me ensinou, e ao meu coorientador (Rodrigo), que me socorreu diversas vezes de bom grado, por serem meus guias acadêmicos durante todas as etapas deste percurso. Agradeço à minha dupla dinâmica (Julia) por todo o apoio, ensinamentos e aprendizados em conjunto desde o primeiro dia de iniciação científica. Agradeço também a existência da minha guia primatológica (Vanessa), por me mostrar a vastidão e importância da área, além de ampliar meus horizontes e me fornecer valiosos conselhos.

Agradeço enormemente aos meus amigos, em especial Mayara e Allefi, por estarem comigo nessa jornada desde o início da graduação, me incentivarem a seguir em frente todos os dias e me mostrarem o lado positivo de tudo que existe e está por vir. Agradeço também aos meus colegas de programa, em especial Matheus e Juliana, que me proporcionaram tanto aprendizado e momentos inesquecíveis.

Agradeço cada pessoa que perpassou meu caminho durante o mestrado, pois uma parte de cada uma foi importante para minha formação, tanto em nível acadêmico, quanto pessoal. Agradeço por todo o aprendizado que me foi concedido enquanto aluna do ECMVS-UFMG, em campo, em sala de aula, por meio de telas durante a pandemia e até mesmo em meio a churrascos antes dela. Agradeço a todos os professores que me ensinaram muito além de conceitos teóricos, mas me deram motivação e brilho nos olhos para seguir. Em especial, agradeço aos professores presentes no Curso de Campo (Paulinho, Tati, Rafa, Pedrão, Fred e tantos outros), que redefiniram para mim o que é a pesquisa acadêmica e me mostraram como superar limites pessoais e desafios acadêmicos.

“There is still so much in the world worth fighting for.”

- Jane Goodall

“No one will protect what they don't care about, and
no one will care about what they have never
experienced.”

- Sir David Attenborough

RESUMO

Callithrix aurita é uma das 25 espécies de primatas mais ameaçadas do mundo, principalmente devido à fragmentação, perda de habitat e introdução de espécies alóctones congêneres, e consequente competição e hibridação. A situação é crítica, por ser uma espécie endêmica de Mata Atlântica, um bioma fragmentado que possui apenas 12,4% de sua área original. Por ser uma espécie essencialmente arborícola, espera-se que sua ocorrência esteja atrelada a características da paisagem. Foi avaliado se o tamanho da área, a distância mínima para espécies alóctones, a altitude, a conectividade e a porcentagem de tipos de matriz influenciariam a ocorrência da espécie em toda a sua área de distribuição. Utilizando dados de ocorrência de dois *data papers*, foram estabelecidos 46 fragmentos amostrais (23 com ocorrência confirmada de *C. aurita* e 23 controle, sem a ocorrência confirmada de *C. aurita*). Foi criado um conjunto de modelos balanceado a partir de todas as combinações aditivas possíveis com até quatro variáveis por modelo, o que permitiu a interpretação do peso cumulativo de AICc (w_+) de cada variável preditora de interesse, sendo que foi considerado variáveis com $w_+ \geq 0,50$ como as determinantes por influenciar a ocorrência de *C. aurita*. Usando esta estratégia, foram construídos 1093 modelos possíveis, sendo que a distância mínima para *C. jacchus* ($w_+ = 0,94$) e a porcentagem de matriz de áreas não vegetadas ($w_+ = 0,59$) correlacionaram negativamente com a ocorrência de *C. aurita*. Enquanto a porcentagem de matriz de mosaico de agricultura e pastagem ($w_+ = 0,61$) e a porcentagem de matriz de formação savânica ($w_+ = 0,59$) correlacionaram positivamente com a ocorrência da espécie. A partir desses resultados, podemos inferir que *C. aurita* se encontra em áreas cercadas em grande parte por matrizes de áreas abertas, pouco favoráveis à sua movimentação, e próximas a populações de *C. jacchus*. Isso demonstra um isolamento da espécie nativa em áreas preservadas cada vez mais circundadas por matrizes não favoráveis, concomitantemente à aproximação de uma espécie mais generalista e potencialmente invasora. Os resultados confirmam a necessidade de incluir atributos da paisagem e espécies alóctones em estudos em prol da conservação de *C. aurita*, além de indicar urgência de manejo com relação às espécies alóctones.

Palavras-chave: sagui-da-serra-escuro, sagui-de-tufo-branco, suplementação na paisagem, índice de proximidade, trampolins ecológicos.

ABSTRACT

Callithrix aurita is one of the world's 25 most endangered primates, mostly due to fragmentation, habitat loss, and congeners allochthonous species introduction, and consequent competition and hybridization. It is a critical situation, once the species is endemic to Atlantic Forest, a fragmented biome, which has only 12.4% of its original area. As an essentially arboreal species, its occurrence is expected to be linked to landscape characteristics. It was evaluated if area size, minimal distance to allochthonous species, altitude, connectivity, and percentage of types of the matrix influenced the species occurrence in its distribution area. Using occurrence data from two data papers, 46 sampling sites (23 with confirmed occurrence of *C. aurita* and 23 control, without the confirmed occurrence of *C. aurita*) were established. A set of balanced models were created with every possible additive combination with up to four variables per model, which allowed the interpretation of the cumulative AICc weight (w_+) of each predictor variable of interest, considering that variables with $w_+ \geq 0.50$ were considered as the determinants for influencing the occurrence of *C. aurita*. Using this strategy, 1093 models were built, with the smallest distance to *C. jacchus* ($w_+ = 0.94$) and the matrix of non-vegetated areas ($w_+ = 0.59$) negatively correlated with the occurrence of *C. aurita*. While the percentage of mosaic matrix of agriculture and pasture ($w_+ = 0.61$) and the percentage of matrix of savanna formation ($w_+ = 0.59$) correlated positively with the occurrence of the species. From these results we can infer that *C. aurita* occurs in areas surrounded by great proportions of open area matrix, unfavorable to movement, and close to *C. jacchus* populations. In other words, this demonstrates isolation of the native species in preserved areas increasingly surrounded by unfavorable matrix, along with an approximation of a more generalist and potentially invasive species. The results ensure the need to include landscape attributes and allochthonous species into *C. aurita* conservation studies, besides indicating urgency towards the allochthonous species management.

Keywords: Buffy-tufted-ear marmoset, common marmoset, landscape supplementation, proximity index, stepping stones.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Área de estudo (hachurada) delimitada pela distribuição original de *C. aurita*, localizada na região sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (IUCN, 2019 - adaptado). Em verde está representada a delimitação do bioma Mata Atlântica (Terra Brasilis/INPE, 2020). As bordas em cinza delimitam os estados geopolíticos do Brasil (IBGE, 2019)19
- Figura 2** – Distribuição original das espécies *C. aurita*, *C. penicillata* e *C. jacchus* no Brasil (IUCN, 2019). Em verde está representada a Mata Atlântica (Terra brasilis/INPE, 2020) e com bordas cinzas os limites estaduais (IBGE 2019)20
- Figura 3** – Mapa topográfico apresentando a variação altitudinal encontrada na área de estudo, variando entre zero (em verde claro) e 1300 (em branco) metros acima do nível do mar. Os pontos pretos representam os centroides das áreas controle (ou sem presença confirmada de *C. aurita*) e os pontos brancos representam os centroides das áreas de ocorrência de *C. aurita*23
- Figura 4** – Mapa exemplificando o uso e ocupação do solo num *buffer* de 5 km de matriz ao redor de um fragmento com registro de *C. aurita*, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) – MG, em um dos anos de amostragem (1992). O losango laranja representa o centroide do fragmento em que a espécie foi detectada e cada área colorida representa um tipo de uso e ocupação do solo (veja detalhes na legenda)26
- Figura 5** – Centroides dos fragmentos representando os registros de *C. aurita* em laranja, *C. penicillata* em roxo e *C. jacchus* em azul, além dos centroides dos fragmentos controle (sem a presença confirmada de *C. aurita*) em preto. A área de estudo está localizada dentro dos limites de distribuição original de *C. aurita* no sudeste do Brasil (IUCN, 2019), entre os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. Em verde está delimitado o bioma de Mata Atlântica (Terra Brasilis/INPE, 2020) e em cinza os Estados do Brasil (IBGE, 2019)28
- Figura 6** – Efeito da distância mínima para fragmentos com ocorrência de *C. jacchus* na probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em fragmentos florestais que ocorrem dentro da área de distribuição natural da espécie no sudeste do Brasil31
- Figura 7** – Efeitos da porcentagem de matriz de mosaico de agricultura e pastagem (A), porcentagem de matriz de áreas não vegetadas (B) e porcentagem de matriz de formação savânica (C) na probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em fragmentos florestais que ocorrem dentro da área de distribuição natural da espécie no sudeste do Brasil. Pontos em preto são os

fragmentos com a ocorrência confirmada de *C. aurita* e em cinza são fragmentos sem a presença confirmada (controle) da espécie.....31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores médios (mínimos e máximos) de variáveis extraídas de fragmentos com ocorrência confirmada e sem a ocorrência confirmada (controle) de *C. aurita* e as quais foram usadas como variáveis preditoras para avaliar seus efeitos na ocorrência de *C. aurita* no sudeste do Brasil25

Tabela 2 – Tabela de resultados da seleção de modelos para os dez modelos mais parcimoniosos, onde a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* foi modelada em função de: distância mínima a *C. jacchus*, altitude média (ALT), distância mínima a *C. penicillata*, matrizes de mosaico de agricultura e pastagem (MOS), formação savânica (SAV), áreas não vegetadas (NVEG), formação florestal (FLO), pasto (PAS), e distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN). AICc representa o valor de ranqueamento dos modelos, $\Delta AICc$ representa a diferença entre os valores de AICc de determinado modelo em comparação com o modelo mais bem ranqueado, wAICc (ou peso de AICc) representa o peso de evidência de cada modelo e g.l o número de graus de liberdade ou número de β parâmetros estimados para cada modelo29

Tabela 3 – Valor de peso cumulativo de AICc (w_+) para cada variável preditora avaliada como possível influenciadora da probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em sua área de distribuição original no sudeste do Brasil. O w_+ representa o somatório de peso de AICc de todos os modelos que contém a variável de interesse. Variáveis que apresentaram um $w_+ \geq 0,50$ foram consideradas determinantes para influenciar a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*. A estimativa do efeito das variáveis (parâmetros β) foi dada pelo modelo mais parcimonioso que incluiu cada variável. IC representa o intervalo de confiança de 95%30

LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS

AICc	Akaike's Information Criterion corrected for small samples (Critério de informação de Akaike, corrigido para pequenas amostras)
AREA	<i>Patch area</i> (métrica referente à área do fragmento)
<i>e.g.</i>	<i>Exempli gratia</i> (por exemplo)
EN	Endangered (Ameaçado de extinção)
ENN	Euclidean Nearest Neighbor Distance (Distância euclidiana do vizinho mais próximo)
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
<i>i.e.</i>	<i>Id est</i> (isto é)
IUCN	International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)
LC	Least Concern (Menos preocupante)
MG	Minas Gerais
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PAN PPMA	Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira
PARNASO	Parque Nacional da Serra dos Órgãos
PERD	Parque Estadual do Rio Doce
PROX	Proximity Index (Índice de proximidade)
RJ	Rio de Janeiro
SP	São Paulo
UC	Unidade de Conservação

LISTA DE TERMOS

<i>Bootstrap</i>	Reamostragem aleatorizada utilizando simulações.
<i>Buffer</i>	Área delimitada ao redor da unidade amostral.
<i>Ex situ</i>	Conservação realizada no local de origem.
<i>Hotspot</i>	Área com alta riqueza de espécies, especialmente endêmicas, e com alto grau de ameaça.
<i>In situ</i>	Conservação realizada fora do local de origem.
<i>Input</i>	Arquivo de entrada de dados.
<i>Landsat</i>	Programa de satélites norte-americanos.
<i>Per se</i>	Por si só.
<i>Proxy</i>	Estimador usado para mensurar outra variável.
<i>Raster</i>	Tipo de imagem matricial composta por <i>pixels</i> (menor unidade de uma imagem virtual).
<i>Software</i>	Programa de processamento de dados.
<i>Status</i>	Estado atual de conservação da espécie.

SUMÁRIO

I. ATRIBUTOS DA PAISAGEM E ESPÉCIES CONGÊNERES ALÓCTONES INFLUENCIAM A OCORRÊNCIA DE <i>CALLITHRIX AURITA</i> EM REMANESCENTES FLORESTAIS DO BRASIL	15
1. INTRODUÇÃO.....	15
2. MÉTODOS.....	19
2.1 ÁREA DE ESTUDO	19
2.2 COLETA DE DADOS E DELINEAMENTO AMOSTRAL	20
2.3 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	21
2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	26
3. RESULTADOS	28
4. DISCUSSÃO.....	32
II. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

I. ATRIBUTOS DA PAISAGEM E ESPÉCIES CONGÊNERES ALÓCTONES INFLUENCIAM A OCORRÊNCIA DE *CALLITHRIX AURITA* EM REMANESCENTES FLORESTAIS DO BRASIL

1. INTRODUÇÃO

A conversão de habitats nativos em paisagens antropizadas associada à fragmentação e perda de área exerce forte pressão sobre a conservação de espécies (Foley *et al.*, 2005). Estes processos estão relacionados com a ruptura na integridade ambiental, em escala de paisagem, o que pode ampliar o isolamento e reduzir uma grande extensão de habitat a fragmentos de menor área, os quais ficam imersos em uma matriz inóspita (Andrén, 1994; Fahrig, 2003). Os efeitos podem influenciar a riqueza e a distribuição de espécies, a abundância populacional, a capacidade de dispersão, a diversidade genética e o sucesso reprodutivo (Fahrig, 2003), além de alterarem também a probabilidade de ocorrência e a persistência das espécies no ambiente (Opdam & Steingrover, 2008). Além disso, a fragmentação de paisagens causada por atividades antrópicas pode isolar áreas protegidas e aumentar a suscetibilidade à invasão por espécies alóctones (*i.e.* espécies encontradas fora de sua distribuição original) (Spear *et al.*, 2013).

Os impactos podem ser direcionados tanto às espécies nativas quanto às introduzidas, podendo até exercer uma força negativa ao processo de invasão (Levine, 2000). Entretanto, nem sempre estes efeitos se dão de forma deletéria para as espécies introduzidas e generalistas, uma vez que a degradação da biodiversidade diminui a pressão de competição interespecífica e predação (Ashton & Lerdau, 2008), e aumenta a disponibilidade de recursos oriundos de atividades antrópicas, como a agricultura. Esse aumento na disponibilização de recursos se dá em vista do aumento da heterogeneidade espaço-temporal, que pode excluir espécies nativas sensíveis a distúrbios, mas gerando oportunidades de colonização e o favorecimento de espécies invasoras (Davis, 2009).

Um dos atributos fundamentais da estrutura da paisagem é a matriz, que é entendida como o elemento predominante de uma paisagem (Forman & Godron, 1986), além de constituir a área na qual as manchas de habitat estão imersas (Saunders *et al.*, 1991). Em geral, a matriz é composta por um mosaico de diferentes tipos de uso e cobertura do solo (Ricketts, 2001). O tipo de matriz pode influenciar diretamente nas dinâmicas espaciais e populacionais (Kupfer *et al.*, 2006), uma vez que a sua permeabilidade afeta a capacidade de movimentação dos indivíduos, sendo as de maior permeabilidade aquelas que mais se assemelham estruturalmente às manchas de habitat às quais as espécies estão adaptadas (Eycott *et al.*, 2010). Neste contexto,

a conectividade atribui o grau de percolação da paisagem, ou seja, o grau de resistência que a matriz oferece para que ocorra a movimentação de indivíduos entre as manchas de habitat da paisagem (Gardner & O'Neill, 1991). A conectividade pode ser categorizada enquanto estrutural ou funcional, sendo a primeira num contexto de continuidade física da paisagem (Forman, 1995) e a segunda relacionada à resposta biológica das espécies (Taylor *et al.*, 1993). Além dos atributos da paisagem, as características ou traços estruturais e fisiológicos dos organismos também influenciam sua dispersão, como a capacidade de transpor determinados tipos de matriz e a estratégia dispersiva da espécie (Henriques-Silva *et al.*, 2015).

A fragmentação configura uma grande ameaça para a conservação de primatas neotropicais, uma vez que estes animais possuem comportamento essencialmente arborícola e, em geral, são ecologicamente menos flexíveis quando comparados aos mamíferos terrestres (Isaac & Cowlishaw, 2004; Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009). Este processo, além de potencializar a perda de habitat e o isolamento de populações, também pode reduzir a qualidade do habitat remanescente (Cowlishaw, 1999). Um dos principais motivos é a alteração na estrutura da comunidade vegetal que, conseqüentemente, reduz a disponibilidade de recursos alimentares (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006). Estudos demonstram que a ecologia de primatas pode ser acometida por diversos impactos ocasionados pela fragmentação, tais como alteração de distribuição, dieta, organização social e área de vida (Cristóbal-Azkarate *et al.*, 2005; Cristóbal-Azkarate & Arroyo-Rodríguez, 2007; Zunino *et al.*, 2007; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008). Apesar de algumas espécies de primatas mais generalistas poderem realizar a suplementação na paisagem (Dunning *et al.*, 1992), adquirindo recursos em fragmentos vizinhos ou na própria matriz (Asensio *et al.*, 2009), os atributos da paisagem influenciam diretamente no estabelecimento e na ocupação dessas populações em fragmentos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008).

O processo de invasão de espécies alóctones pode ser altamente influenciado por padrões espaciais das paisagens em que eles ocorrem, tanto em escala local, quanto em escala regional (*e.g.* Havel *et al.*, 2002; With, 2002). A introdução destas espécies em uma região sem histórico de ocorrência natural é considerada uma das alterações da dinâmica ecológica que mais causa impactos (Pimentel *et al.*, 2000; Butchart *et al.*, 2010). Ela pode ser mediada por ação humana ou decorrer de expansão natural de uma população (Davis & Thompson, 2000). Caso a espécie alóctone se estabeleça, se reproduza e amplie sua área de ocorrência, poderá competir, eventualmente hibridar (no caso de congêneres, por exemplo) e sobrepujar espécies nativas, ameaçando o ecossistema local e atuando enquanto agente de mudanças, sendo, assim,

considerada invasora (IUCN, 2000; Reise *et al.*, 2006). As espécies alóctones podem apresentar vantagens competitivas, que por consequência pode reduzir recursos para as espécies nativas (Hänfling & Kollmann, 2002). Um processo que pode decorrer de tais introduções é a homogeneização biótica, que ocorre devido a uma substituição gradual das espécies nativas por espécies alóctones. Assim, há um aumento na diversidade α (local) e, ao mesmo tempo, redução da diversidade entre as áreas (diversidade β), configurando um processo global (Olden, 2006).

Sabe-se que logo após alterações na cobertura florestal, os primatas tendem a se distribuir aleatoriamente na paisagem, mas ao longo do processo eles acabam colonizando apenas fragmentos que apresentam seus requisitos ambientais (Chapman *et al.*, 2003; Marsh, 2003). Determinar estes requisitos ecológicos, e a consequente adequação do habitat, é de suma importância para determinar sua distribuição potencial (Kriticos & Randall, 2001), compreender processos dispersivos (Söndgerath & Schröder, 2002; Smolik *et al.*, 2010), sua ocupação (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2008), ocorrência (*e.g.* Da Silva *et al.*, 2015) e com isso poder traçar planejamentos para a conservação de espécies (*e.g.* D'Antonio *et al.*, 2004; Andrew & Ustin, 2010). Compreender estes fatores é especialmente importante considerando populações de primatas que habitam áreas com alto nível de fragmentação (Robbins & McNeilage, 2003), como é o caso de espécies de *Callithrix* na Mata Atlântica.

A situação de conservação do gênero *Callithrix* é agravada pelo fator de hibridação, tendo em vista que as espécies deste gênero têm capacidade de se reproduzir entre si, gerando descendentes férteis com características intermediárias (Mendes, 1997; Moraes & Melo, 2007; Fuzessy *et al.*, 2014; Silva, 2014; Malukiewicz *et al.*, 2015). Esta é uma das maiores ameaças atuais para a conservação de *C. aurita* (Carvalho *et al.*, 2018), uma espécie endêmica da Mata Atlântica. Este bioma é um dos principais *hotspots* de biodiversidade do mundo, apesar de estar altamente fragmentado, restando apenas 12,4% de sua área original (SOS Mata Atlântica, 2019). Dos remanescentes florestais, a maioria (80%) é formada por fragmentos menores do que 50 ha isolados entre si (Ribeiro *et al.*, 2009). Este é um dos fatores que culminam no *status* de conservação de *C. aurita*, além da drástica redução populacional da espécie, cerca de 50% em 18 anos (COPAM-MG, 2010; Melo *et al.*, 2015) e da co-ocorrência com espécies invasoras. De acordo com a Lista Vermelha da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) e com a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do MMA (Ministério do Meio Ambiente), *C. aurita* se encontra ameaçada de extinção, na categoria Em Perigo (EN; Melo & Rylands, 2008; Brasil, 2014; Melo *et al.*, 2021). Dado à sua preocupante situação, em 2019 *C. aurita* foi adicionada à lista de 25 primatas mais ameaçados

do mundo (Schwitzer *et al.*, 2019), além de ser incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA) (ICMBio/MMA, 2018). Esta espécie apresenta características mais especialistas em termos de forrageamento, tendo em vista sua dentição, o que restringe também a sua distribuição (Rylands *et al.*, 2009). Sua área de vida compreende até 35,3 ha (Côrrea, 1995), apesar de ocorrer em fragmentos florestais a partir de 3 ha (Oliveira, 2012). Geralmente é encontrada em altitudes acima de 500 m (Rylands & Faria, 1993), sendo a maior altitude registrada de 1375 m (Pereira, 2010).

Já as duas espécies mais generalistas do gênero, *C. jacchus* (sagui-de-tufo-branco) e *C. penicillata* (mico-estrela), abrangiam, originalmente, respectivamente a Caatinga, parte da Mata Atlântica no Nordeste do Brasil e o Cerrado (Herskovitz, 1977; Raboy *et al.*, 2008), mas tiveram sua distribuição expandida devido a processos introdutórios em outras regiões do Brasil, especialmente na Mata Atlântica situada no Sudeste do país (Rylands, 1993; Oliveira & Grelle, 2012), hibridando com espécies nativas e entre si (Malukiewicz *et al.*, 2015). Estas espécies são extremamente flexíveis ecologicamente, o que lhes confere a categorização de conservação pela IUCN e pelo ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) de Menos Preocupante (*Least concern*; LC) (Rímoli *et al.*, 2015; Valença-Montenegro *et al.*, 2015; Bezerra *et al.*, 2018; Bicca-Marques *et al.*, 2018). Uma de suas adaptações é dentária, que lhes permite exercer gomivoria (dieta baseada em exsudados vegetais) com maior intensidade, tornando-as mais generalistas em termos de alimentação e facilitando sua adaptação a novas áreas (Raboy *et al.*, 2008; Vilela & Del-Claro, 2011; Abreu *et al.*, 2016). Este fator influencia também em suas áreas de vida, que podem chegar a apenas 0,5 ha para *C. jacchus* (Stevenson & Rylands, 1988) e 2,5 ha para *C. penicillata* (Fonseca & Lacher, 1984).

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar se os atributos da paisagem e a ocorrência de espécies congêneres alóctones influenciam a ocorrência de *C. aurita* em sua área de distribuição natural. Foi hipotetizado *a priori* que a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* seria: (1) positivamente influenciada pela altitude, área e conectividade do fragmento florestal, assim como pela distância para espécies alóctones; (2) positivamente influenciada por fragmentos circundados por matrizes florestais (*i.e.* formação florestal) e; (3) negativamente influenciada pelos demais tipos de matriz (*i.e.* formação savânica, pasto, mosaico de agricultura e pastagem, áreas não vegetadas, área alagada, floresta plantada e agricultura).

II. MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi adaptada com base na área de distribuição natural de *C. aurita* disponibilizada pela IUCN (Melo *et al.*, 2021), e contemplando regiões de Mata Atlântica do sudeste do estado Minas Gerais (MG), o estado do Rio de Janeiro (RJ) e leste e nordeste de São Paulo (SP) (Hershkovitz, 1977) (Figura 1). Esta área abriga cerca de 315 Unidades de Conservação (UCs), onde estão alguns dos locais mais importantes para a preservação da Mata Atlântica, como o Parque Estadual da Serra do Mar (SP), o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), o Parque Nacional do Itatiaia, o Parque Nacional da Serra da Bocaina (RJ), o Parque Estadual do Rio Doce (MG) e a Área de Preservação Ambiental Mantiqueira, pertencente aos três estados (INEA, 2016; DATAGEO, 2018; IDE/SISEMA, 2019). Ademais, nesta região, ocorrem as três espécies de primatas do gênero *Callithrix* de estudo, sendo *C. aurita* a única nativa, e *C. penicillata* e *C. jacchus* espécies alóctones, além de *C. geoffroyi* (Figura 2).

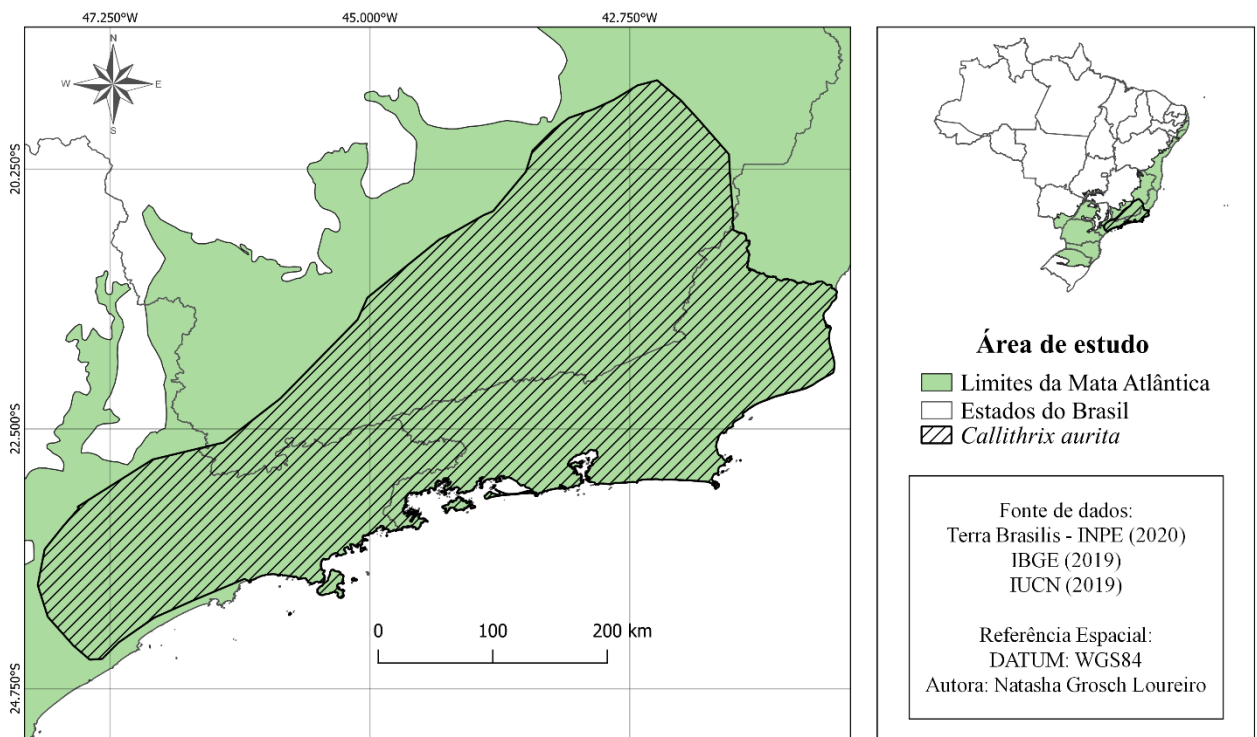


Fig. 1. Área de estudo (hachurada) delimitada pela distribuição original de *C. aurita*, localizada na região sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (IUCN, 2019 - adaptado). Em verde está representada a delimitação do bioma Mata Atlântica (Terra Brasilis/INPE, 2020). As bordas em cinza delimitam os estados geopolíticos do Brasil (IBGE, 2019).

Apesar da grande relevância biológica, por serem em grande parte costeiras, estas paisagens sofreram com intenso desmatamento, exploração de recursos ambientais e urbanização desde o início da colonização brasileira (Fonseca, 1985). O histórico de intervenções inclui extração de Pau-Brasil, monocultura de cana de açúcar, mineração de ouro e diamantes, agricultura em geral, silvicultura e por fim, extensa urbanização e industrialização (Fonseca, 1985). A principal consequência disso é a fragmentação e o isolamento das áreas preservadas da região.

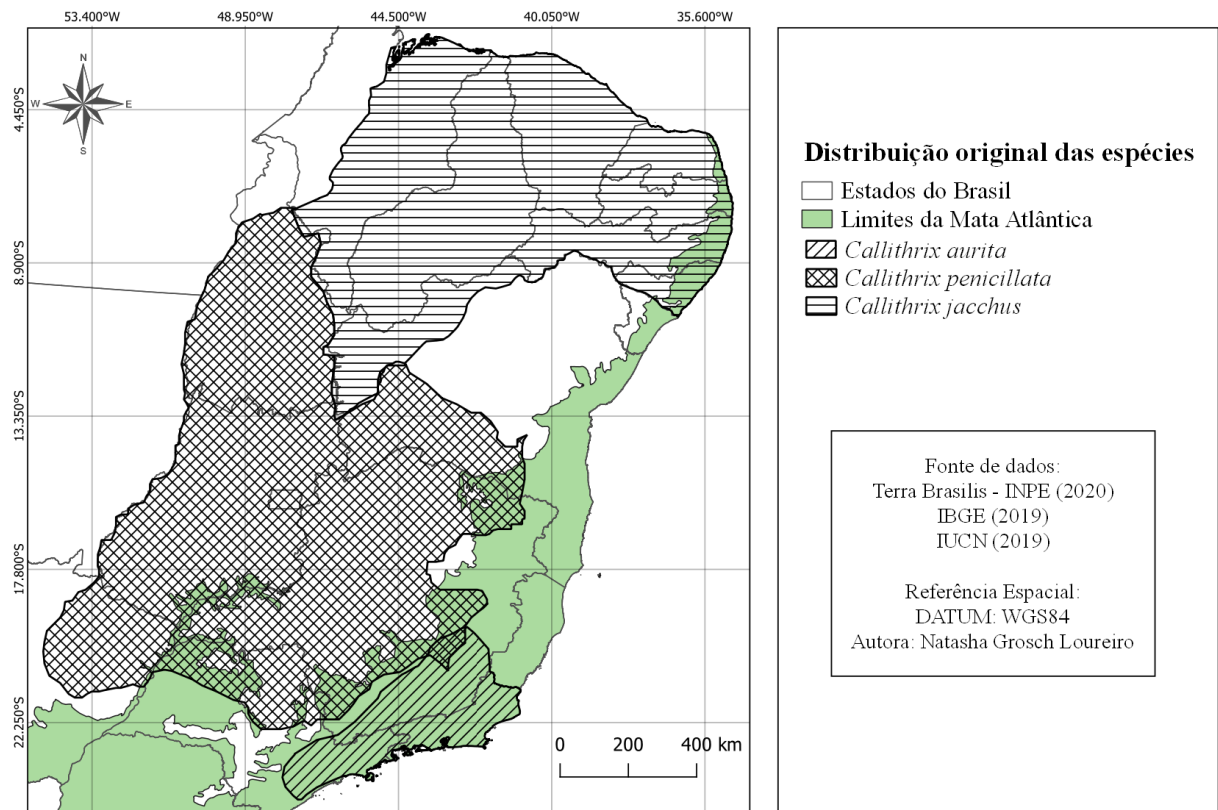


Fig. 2. Distribuição original das espécies *C. aurita*, *C. penicillata* e *C. jacchus* no Brasil (IUCN, 2019). Em verde está representada a Mata Atlântica (Terra brasilis/INPE, 2020) e com bordas cinzas os limites estaduais (IBGE 2019).

2.2 COLETA DE DADOS E DELINEAMENTO AMOSTRAL

Para a obtenção dos dados base, foram filtrados os bancos de dados provenientes de dois *data papers*: “Atlantic-primates” (Culot *et al.*, 2019) e “Neotropical alien mammals” (Rosa *et al.*, 2020). O processo de filtragem de ambos os bancos de dados seguiu o seguinte protocolo: (1) foram mantidos os registros somente das espécies *Callithrix aurita*, *C. jacchus* e *C. penicillata*; (2) foram mantidos apenas os estados do Brasil que fazem parte da área de distribuição atual da espécie-alvo (*C. aurita*), sendo eles Minas Gerais, Rio de Janeiro e São

Paulo; (3) foram excluídos os registros que não possuíam referência de ano de coleta e mantidos apenas dados coletados entre 1985 e 2019, de forma a sobrepor com o banco de dados de imagens de uso e cobertura do solo disponibilizado na Coleção 5 (1985-2019) da Mata Atlântica na plataforma do projeto MapBiomas (MapBiomas, 2020), baseadas em imagens de satélite *Landsat* com 30 metros de resolução. Para aqueles registros que não possuíam data de coleta específica, mas ano de início e de final, foi considerado apenas o ano de início; (4) foram excluídos registros coletados em quintais, avenidas e áreas urbanas; (5) foram excluídos registros obtidos a partir de métodos sem comprovação empírica (*e.g.*, entrevistas); e (6) foram excluídos registros duplicados (*i.e.*, dados que continham a mesma espécie, na mesma coordenada geográfica e no mesmo ano). Todos os registros remanescentes foram inseridos no *software* QGIS (QGIS, 2020) para checagem dos pontos e validação quanto a presença ou não na área de distribuição de *C. aurita* disponibilizada pela IUCN (2019). Aqueles que estavam fora dessa área de distribuição foram checados e se houvesse erros nas coordenadas geográficas discriminadas na planilha original, estes eram corrigidos com base nas coordenadas explicitadas nos artigos de referência. Caso as coordenadas estivessem corretas e o ponto realmente estivesse fora da área de distribuição da espécie, os registros eram excluídos. Por fim, registros em áreas de mosaico a menos de 50 metros da área florestada mais próxima, foram considerados como pertencentes a esta última.

A partir da filtragem de dados, foram obtidos os registros da espécie-alvo (*C. aurita*), sendo 23 fragmentos com registros da espécie para as análises. Também foram aleatorizados a mesma quantidade de fragmentos controle (23), ou seja, sem registro confirmado para as três espécies do estudo, totalizando assim 46 sítios amostrais. Estes pontos foram selecionados dentro da mesma janela temporal dos registros de *C. aurita*. Além disso, foram aleatorizados apenas fragmentos de Mata Atlântica inseridos em áreas de preservação. Para isto, foi utilizada a ferramenta de investigação “pontos aleatórios na extensão” no *software* QGIS.

2.3 ANÁLISE DA PAISAGEM

A análise da paisagem foi feita tanto para os fragmentos controle, quanto para aqueles com ocorrência de *C. aurita*. Os atributos da paisagem foram analisados utilizando os softwares QGIS versão 3.10.13 ‘A Coruña’ (QGIS, 2020), GRASS GIS versão 7.8.4 (GRASS, 2020) e Fragstats versão 4.2 (McGarigal *et al.*, 2012). Para o cálculo da área do fragmento amostral (*patch area*) foi utilizado o *software* Fragstats, tendo como base cartográfica imagens em formato *raster* de uso e cobertura do solo da Mata Atlântica pertencentes à plataforma do projeto MapBiomas (MapBiomas, 2020), referentes aos anos de coleta dos registros de *C. aurita*

(i.e. 1991, 1992, 1995, 1997, 1998, 2000, 2002, 2005, 2010, 2013, 2014, 2015 e 2017). As imagens em *raster* foram utilizadas como *input* para o *software*, sendo então utilizada a métrica *Patch area* (AREA, Tabela 1). Foi utilizada a regra de oito células de vizinhança, na qual todos os oito *pixels* de mesma classe adjacentes (i.e. diagonais, verticais e horizontais) à cada *pixel*, são considerados como integrantes da mesma feição. Esta regra é mais utilizada em detrimento da de quatro células de vizinhança, que considera apenas os *pixels* encontrados nas diagonais como integrantes da mesma feição (Turner & Gardner, 2015).

As distâncias médias e mínimas para os fragmentos com ocorrência de espécies alóctones (*C. penicillata* e/ou *C. jacchus*) foram calculadas com base nos centroides (i.e. centro geométrico) dos fragmentos (Tabela 1). Para realizar o cálculo das distâncias, foi utilizada a ferramenta de análise “matriz de distância” do QGIS.

A variável de altitude foi obtida a partir da média da altitude de cada fragmento florestal. Estes dados foram extraídos de um modelo digital de elevação TOPODATA (Brasil, 2008), com 30 metros de resolução (Tabela 1, Figura 3). Como máscara foram utilizados os vetores dos fragmentos, obtidos em transformação vetorial de arquivos *raster* do MapBiomas (MapBiomas, 2020). Para a obtenção da altitude média foi utilizada a ferramenta para *raster* “Estatísticas zonais” do QGIS.

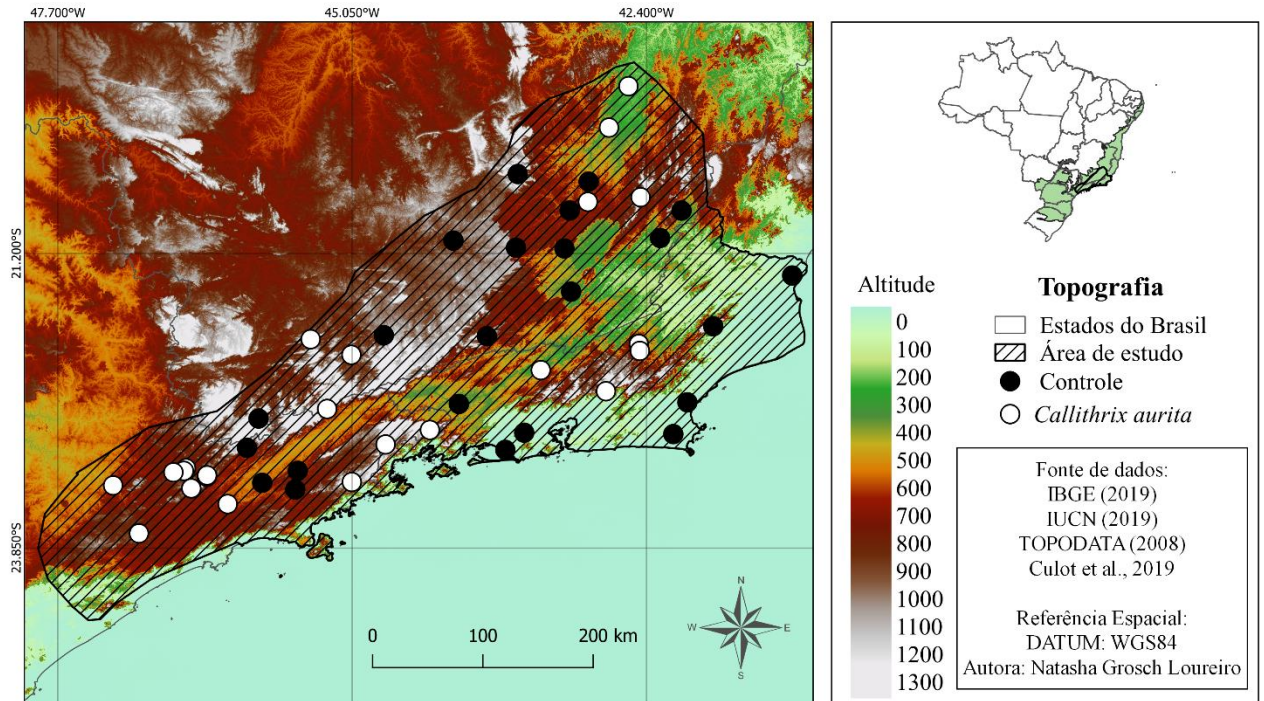


Fig. 3. Mapa topográfico apresentando a variação altitudinal encontrada na área de estudo, variando entre zero (em verde claro) e 1300 (em branco) metros acima do nível do mar. Os pontos pretos representam os centroides das áreas controle (ou sem presença confirmada de *C. aurita*) e os pontos brancos representam os centroides das áreas de ocorrência de *C. aurita*.

Para obtenção de dados referentes à conectividade, foram utilizados como *proxy* as métricas: Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN – Euclidean Nearest Neighbor Distance) e Índice de proximidade (PROX – Proximity Index). A ENN é uma métrica de isolamento que quantifica a distância (metros) em linha reta entre o fragmento focal e os fragmentos de mesma classe, baseada na distância entre os centros das duas células mais próximas dos fragmentos (McGarigal *et al.*, 2012). Seus valores resultantes são > 0 e ilimitados. Quanto maior o ENN, maior é o isolamento do fragmento em comparação aos demais. A métrica PROX (Gustafson & Parker, 1992) calcula dentro de um raio de busca pré-definido, as áreas dos fragmentos (m^2) de mesma classe do fragmento alvo, dividido pela proximidade (*i.e.*, distância quadrada do fragmento alvo aos de mesma classe). Neste caso o raio de busca foi definido como 1000 metros, o que corresponde à distância média diária percorrida por *C. aurita* (média = 958,75 m; mínimo e máximo = 580 - 1400 m) (Côrrea, 1995). Os valores de PROX (adimensional) variam entre 0 (sendo considerada a ausência de fragmentos de mesma classe dentro do raio de busca) e infinito. Quanto maior o valor de PROX, maior a presença de fragmentos da mesma classe, mais próximos e mais contínuos (logo, menos isolado) (McGarigal *et al.*, 2012). Para ambas as métricas, foi computada uma média por fragmento

amostral, tendo como base os valores do ano de coleta de cada fragmento e dos anos seguintes, até 2019 (Tabela 1).

Já para a matriz circundante, foi criado um *buffer* de 5 km ao redor de cada fragmento florestal, utilizando a ferramenta de geoprocessamento “*buffer*” do QGIS. O arquivo *raster* recortado utilizando a máscara do *buffer* foi submetido à ferramenta “*r.report*” do GRASS GIS para obter a área de cada classe de uso e cobertura do solo dentro do *buffer*. Para cada registro, este procedimento foi repetido para todos os anos entre o ano de coleta e 2019. Ao fim, foi computada a média de cada classe para cada fragmento. Assim, foram detectadas 17 classes: formação florestal, formação savânica, mangue, floresta plantada (*i.e.* espécies arbóreas cultivadas para fins comerciais, como *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp. e *Araucaria* sp.), pasto, monocultura de cana, mosaico de agricultura e pastagem, praia/duna, infraestrutura urbana, outras áreas não vegetadas (superfícies não permeáveis e solo exposto), afloramento rochoso, mineração, apicum (área alagada salina), cursos d’água (rio, lago ou oceano), lavoura perene, monocultura de soja e lavouras temporárias (Tabela 1, Figura 4). Para fins de análise, os tipos de matrizes foram categorizados de forma a unir tipos semelhantes, resultando em oito categorias: formação florestal, formação savânica, floresta plantada, mosaico de agricultura e pastagem, pasto, áreas não vegetadas (infraestrutura urbana, outras áreas não vegetadas, afloramento rochoso, praia/duna e mineração), agricultura (lavoura perene, lavoura temporária, monocultura de soja e de cana) e áreas alagadas (cursos d’água, mangue e apicum).

Tabela 1. Valores médios (mínimos e máximos) de variáveis extraídas de fragmentos com ocorrência confirmada e sem a ocorrência confirmada (controle) de *C. aurita* e as quais foram usadas como variáveis preditoras para avaliar seus efeitos na ocorrência de *C. aurita* no sudeste do Brasil.

Variável	Fragmentos controle (média, mínimo e máximo)	Fragmentos com ocorrência de <i>C. aurita</i> (média, mínimo e máximo)
Altitude média	701,51 (9,02 – 1614,86 m)	879,96 (298,89 – 1375,55 m)
Distância euclidiana ao vizinho mais próximo	67,39 (56,79 – 164,91 m)	68,55 (56 – 115,12 m)
Tamanho da área	3215,54 (4,27 – 40.790,37 ha)	38.168 (8,1 – 356.769,18 ha)
Índice de proximidade	1761,9 (3 – 12.779,86)	8911,1 (6,41 – 68.490,53)
Distância mínima à <i>C. penicillata</i>	41,94 (7,97 – 133,9 km)	24,49 (0 - 60,5 km)
Distância média à <i>C. penicillata</i>	243,12 (190,66 – 300,83 km)	262,63 (190,62 – 350,17 km)
Distância mínima à <i>C. jacchus</i>	67,81 (1,21 – 148,81 km)	32,13 (0,22 – 86,03 km)
Distância média à <i>C. jacchus</i>	255,87 (173,81 – 373,98 km)	260,22 (183,59 – 403,69 km)
Matriz de formação florestal	22,56 (0,89 – 54,18%)	31,82 (12,13 – 77,12%)
Matriz de formação savânica	0,14 (0 – 2,4%)	0,58 (0 – 8,2%)
Matriz de floresta plantada	1,33 (0 – 6,85%)	2,54 (0,1 – 11%)
Matriz de mosaico	15,53 (6,35 – 26,94%)	23,35 (5,15 – 45,93%)
Matriz de pasto	44,44 (9,46 – 79,05%)	31,68 (7,88 – 69,21%)
Matriz de áreas não vegetadas	4,18 (0,01 – 30,1%)	2,26 (0,05 - 10%)
Matriz de agricultura	1,63 (0 – 32,15%)	0,27 (0 – 1,88%)
Matriz de áreas alagadas	2,37 (0 – 28,12%)	2,03 (0 – 14,46%)

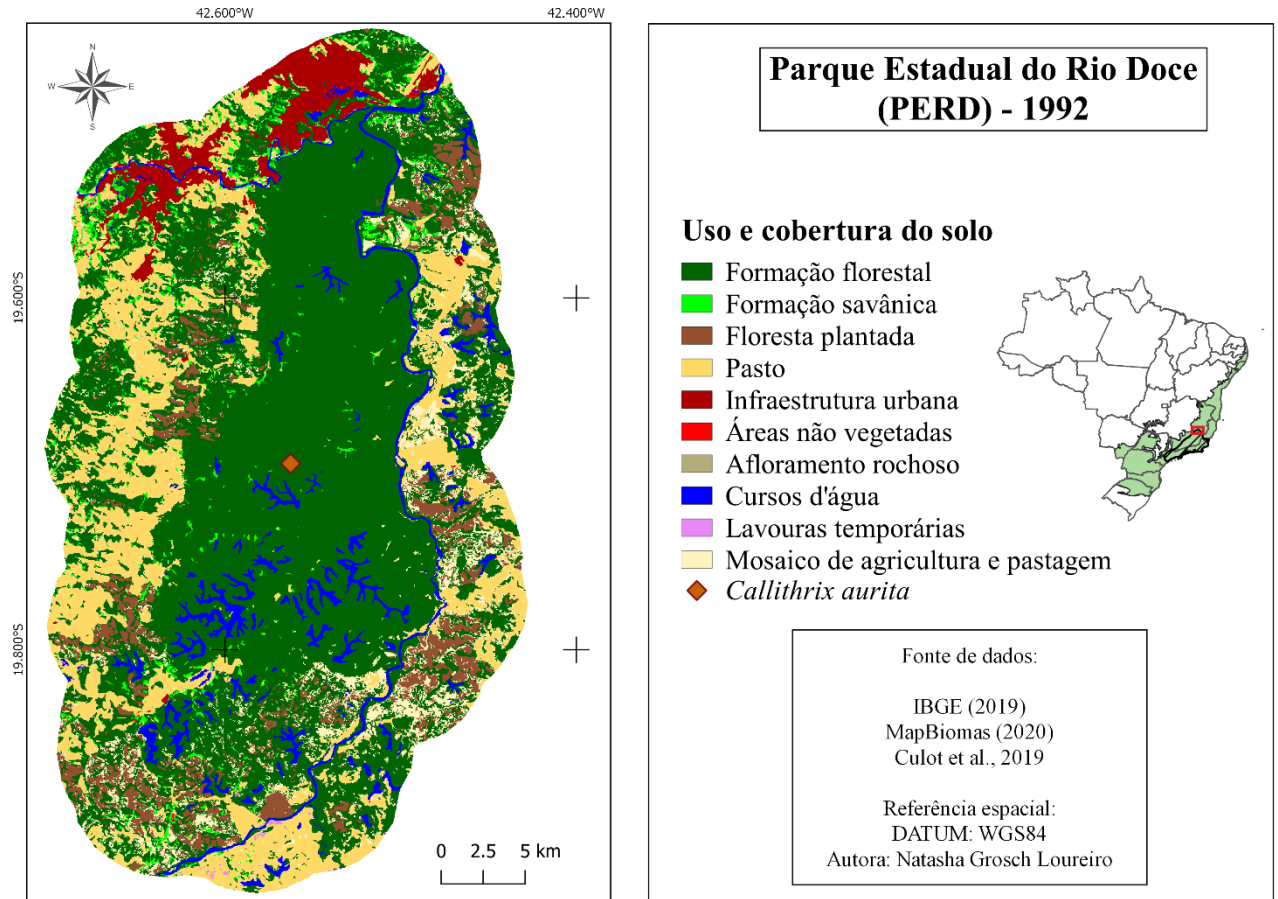


Fig. 4. Mapa exemplificando o uso e ocupação do solo num *buffer* de 5 km de matriz ao redor de um fragmento com registro de *C. aurita*, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) – MG, em um dos anos de amostragem (1992). O losango laranja representa o centroide do fragmento em que a espécie foi detectada e cada área colorida representa um tipo de uso e ocupação do solo (veja detalhes na legenda).

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para avaliar se atributos da paisagem e a presença de espécies alóctones (variáveis preditoras) influenciariam a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* (variável resposta) nos fragmentos (unidade amostral), foi utilizado modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição binomial e função de ligação logit no ambiente R versão 4.0.5 (Core Team, 2021). As variáveis preditoras utilizadas foram a área do fragmento, as distâncias médias e mínimas para os fragmentos com ocorrência de espécies alóctones, a altitude média dos fragmentos, a conectividade dos fragmentos (métricas ENN e PROX) e a porcentagem de cada tipo de matriz que circunda cada fragmento. Para testar a existência de forte correlação ($r > 0,70$) entre as variáveis preditoras foi realizado o teste de correlação de Pearson. Como o teste indicou forte correlação entre as variáveis de distância média para os fragmentos com *C. penicillata* e *C. jacchus* ($r = 0,80$), apenas as distâncias mínimas foram mantidas para a análise subsequente,

uma vez que estas apresentaram uma fraca correlação ($r = 0,40$) (Mukaka, 2012). As variáveis área e PROX também apresentaram forte correlação ($r = 0,95$), sendo mantida a variável área, uma vez que havia outra variável representando a conectividade (ENN). As demais variáveis não apresentaram forte correlação entre si ($r < 0,70$), e, portanto, foram consideradas na análise subsequente. Para avaliar a sobredispersão dos dados (*i.e.*, $\hat{c} > 1$), foi realizado um *bootstrap* com 10000 simulações a partir do modelo mais parametrizado (ou global) utilizando o pacote DHARMA (Hartig & Lohse, 2021) do ambiente R versão 4.0.5.

Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike, corrigido para pequenas amostras (AICc) (Burnham & Anderson, 2002), para selecionar as variáveis mais parcimoniosas. Especificamente, foram construídos ao todo 1093 modelos a partir de todas as combinações aditivas possíveis entre as variáveis preditoras, mas limitando os modelos a no máximo quatro variáveis (Doherty *et al.*, 2012). Essa estratégia resultou em um conjunto balanceado de modelos que permitiu a interpretação do peso cumulativo de AICc (w_+) de cada variável preditora (Burnham e Anderson, 2002). Foram consideradas como variáveis determinantes ou influenciadoras da probabilidade de ocorrência de *C. aurita* apenas aquelas com $w_+ \geq 0,50$ (Berger & Barbieri, 2004). Estas análises foram realizadas no ambiente R versão 4.0.5, utilizando o pacote MuMIn (Barton, 2020).

3. RESULTADOS

Foram obtidos 326 registros do gênero *Callithrix*, sendo 29 registros de *C. aurita*, 95 de *C. penicillata* e 202 de *C. jacchus*. O estado do Rio de Janeiro concentrou o maior número de registros de espécies alóctones (150), seguido de São Paulo (105) e Minas Gerais (42) (Figura 5).

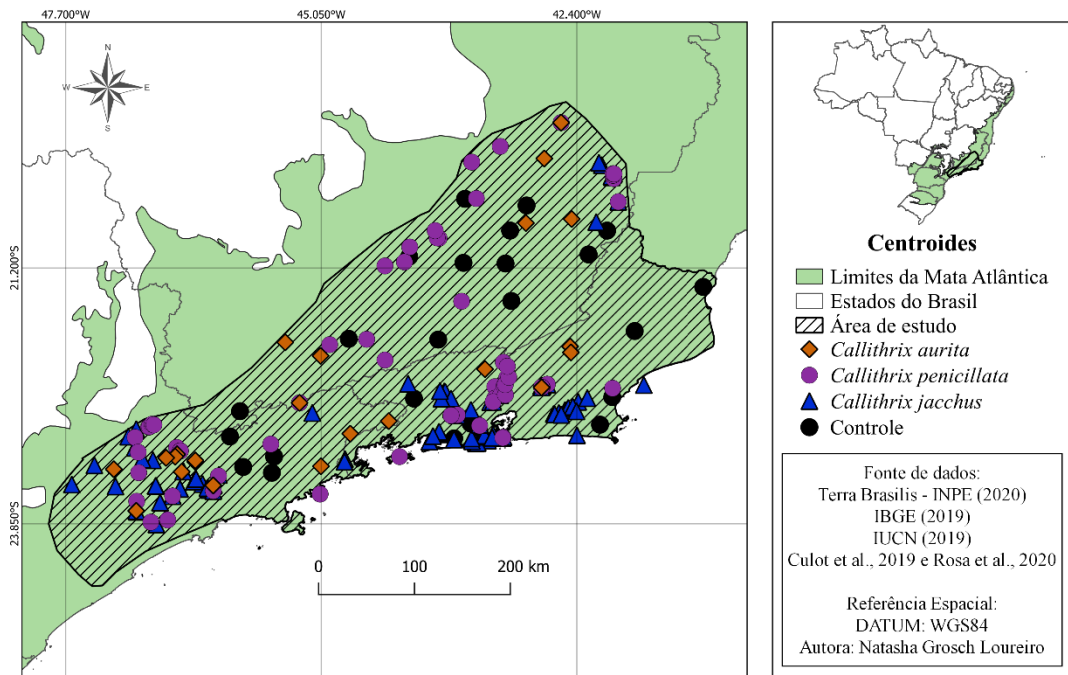


Fig. 5. Centroides dos fragmentos representando os registros de *C. aurita* em laranja, *C. penicillata* em roxo e *C. jacchus* em azul, além dos centroides dos fragmentos controle (sem a presença confirmada de *C. aurita*) em preto. A área de estudo está localizada dentro dos limites de distribuição original de *C. aurita* no sudeste do Brasil (IUCN, 2019), entre os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. Em verde está delimitado o bioma de Mata Atlântica (Terra Brasilis-INPE, 2020) e em cinza os Estados do Brasil (IBGE, 2019).

O teste de sobredispersão não revelou nenhuma variação extra-binomial nos dados ($\hat{c} = 0,88$, $p = 0,65$). O melhor modelo ($\Delta AICc < 2$) teve um peso de evidência de 22% (peso de $AICc = 0,22$). Este modelo continha variáveis da presença de espécie alóctone e tipos de matriz circundante (mosaico de agricultura e pastagem, formação savânica, e áreas não vegetadas). Ao contrário das expectativas *a priori*, a variável de tamanho da área não esteve presente no modelo mais parcimonioso e nem mesmo entre os dez melhores modelos, já a de conectividade apareceu apenas no décimo modelo (Tabela 2).

Tabela 2. Tabela de resultados da seleção de modelos para os dez modelos mais parcimoniosos, onde a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* foi modelada em função de: distância mínima a *C. jacchus*, altitude média (ALT), distância mínima a *C. penicillata*, matrizes de mosaico de agricultura e pastagem (MOS), formação savânica (SAV), áreas não vegetadas (NVEG), formação florestal (FLO), pasto (PAS), e distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN). AICc representa o valor de ranqueamento dos modelos, Δ AICc representa a diferença entre os valores de AICc de determinado modelo em comparação com o modelo mais bem ranqueado, wAICc (ou peso de AICc) representa o peso de evidência de cada modelo e g.l o número de graus de liberdade ou número de β parâmetros estimados para cada modelo.

Modelos	AICc	Δ AICc	wAICc	g.l.
<i>C. jacchus</i> + MOS + SAV + NVEG	45,13	0	0,22	5
<i>C. jacchus</i> + MOS + FLO + SAV	47,55	2,42	0,06	5
<i>C. jacchus</i> + MOS + SAV + ALT	48,87	3,74	0,03	5
<i>C. jacchus</i> + SAV + NVEG + ALT	49,23	4,1	0,03	5
<i>C. jacchus</i> + MOS + NVEG	49,35	4,22	0,03	4
<i>C. jacchus</i> + SAV + ALT	49,41	4,28	0,03	4
<i>C. jacchus</i> + ENN + SAV + ALT	49,97	4,84	0,02	5
<i>C. jacchus</i> + PAS + SAV + NVEG	50,12	4,99	0,02	5
<i>C. jacchus</i> + <i>C. penicillata</i> + MOS + NVEG	50,22	5,09	0,02	5
<i>C. jacchus</i> + ENN + MOS + NVEG	50,31	5,18	0,02	5

A variável que mais influenciou a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* foi a distância mínima a *C. jacchus* ($w_+ = 0,94$; Tabela 3), seguida por três variáveis referentes a tipos de matrizes de ambientes abertos e/ou antrópicos: porcentagem de matriz de mosaico de agricultura e pastagem ($w_+ = 0,61$; Tabela 3), porcentagem de matriz de áreas não vegetadas ($w_+ = 0,59$; Tabela 3) e porcentagem de matriz de formação savânica ($w_+ = 0,59$; Tabela 3). A distância mínima para *C. jacchus* (Figura 6) e a porcentagem de matriz de áreas não vegetadas (Figura 7) correlacionaram negativamente com a ocorrência de *C. aurita*. Já a porcentagem de matriz de mosaico de agricultura e pastagem e a porcentagem de matriz de formação savânica influenciaram positivamente a ocorrência de *C. aurita* (Figura 7).

Tabela 3. Valor de peso cumulativo de AICc (w_+) para cada variável preditora avaliada como possível influenciadora da probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em sua área de distribuição original no sudeste do Brasil. O w_+ representa o somatório de peso de AICc de todos os modelos que contém a variável de interesse. Variáveis que apresentaram um $w_+ \geq 0,50$ foram consideradas determinantes para influenciar a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*. A estimativa do efeito das variáveis (parâmetros β) foi dada pelo modelo mais parcimonioso que incluiu cada variável. IC representa o intervalo de confiança de 95%.

Variável	w_+	Parâmetros β		
		Estimativa	IC Inferior 95%	IC Superior 95%
Distância mínima à <i>C. jacchus</i>	0,94	-3,96	-0,09	-0,02
Matriz de mosaico de agricultura e pastagem	0,61	3,15	5,44	33,50
Matriz de áreas não vegetadas	0,59	-3,01	-55,23	-6,82
Matriz de formação savânica	0,59	2,55	16,13	314,61
Altitude média	0,25	1,99	3×10^{-4}	6×10^{-3}
Matriz de formação florestal	0,21	1,81	1,20	11,86
Matriz de pasto	0,13	-1,88	-10,02	-0,10
Distância euclidiana ao vizinho mais próximo	0,13	1,33	-0,01	0,08
Distância mínima à <i>C. penicillata</i>	0,11	-1,38	-0,07	0,01
Tamanho da área do fragmento florestal	0,09	1,62	-1,08	8,07
Matriz de floresta plantada	0,06	0,38	-25,38	39,70
Matriz de áreas alagadas	0,06	-0,14	-18,57	12,63
Matriz de agricultura	0,05	0,89	0	34,95

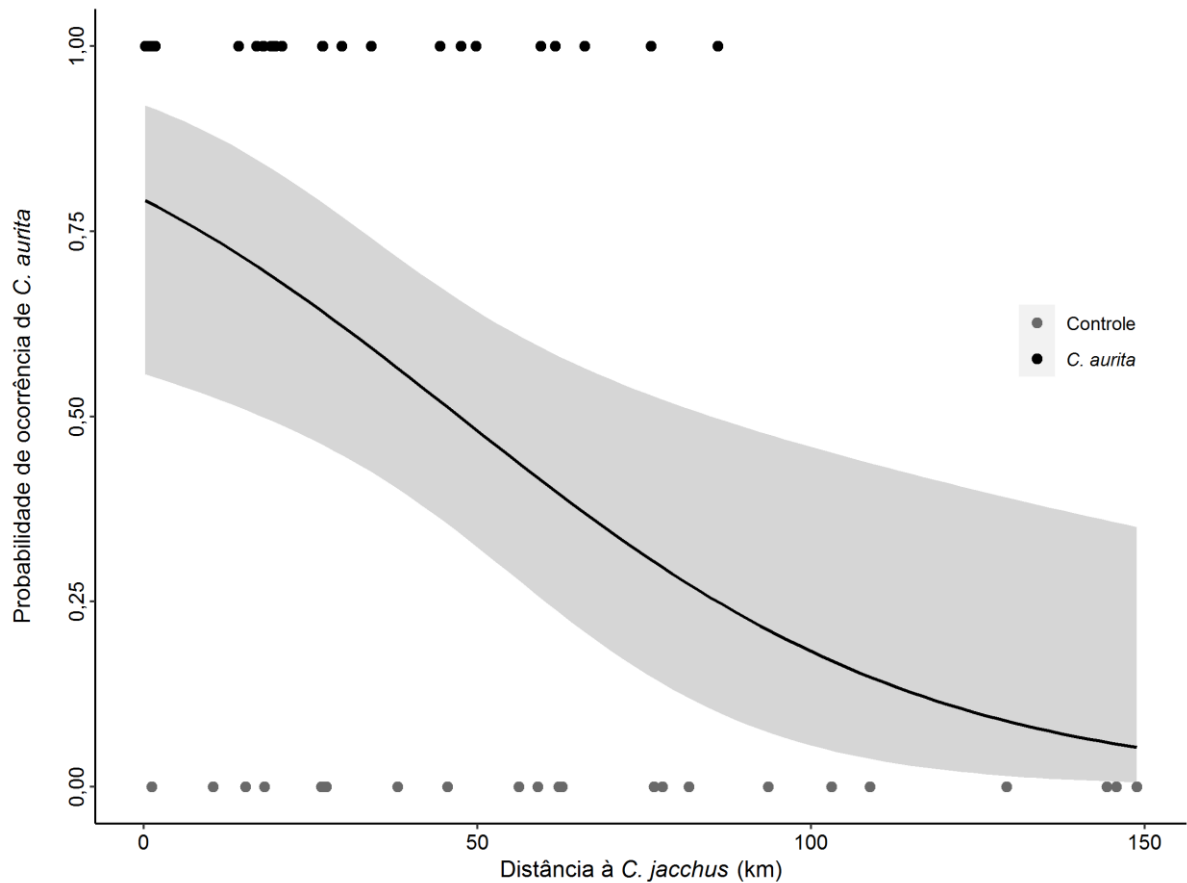


Fig. 6. Efeito da distância mínima para fragmentos com ocorrência de *C. jacchus* na probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em fragmentos florestais que ocorrem dentro da área de distribuição natural da espécie no sudeste do Brasil.

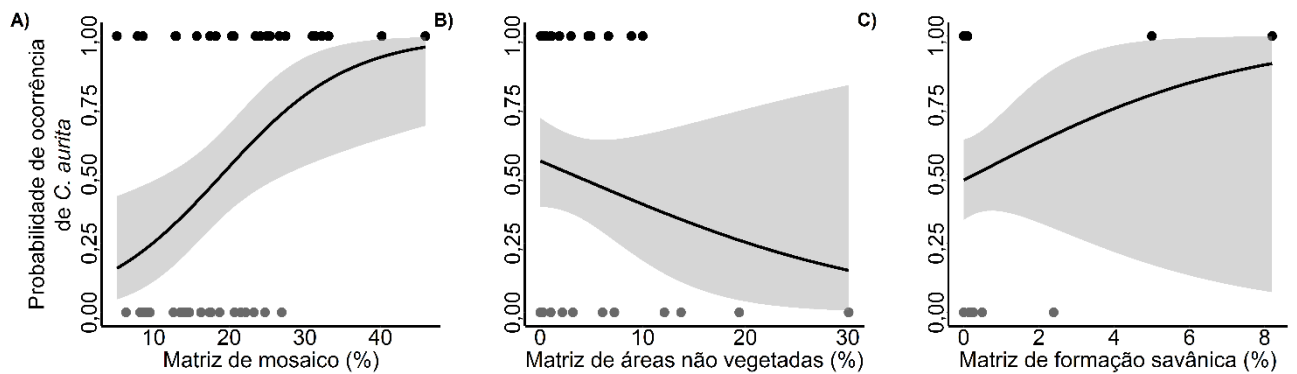


Fig. 7. Efeitos da porcentagem de matriz de mosaico de agricultura e pastagem (A), porcentagem de matriz de áreas não vegetadas (B) e porcentagem de matriz de formação savânica (C) na probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em fragmentos florestais que ocorrem dentro da área de distribuição natural da espécie no sudeste do Brasil. Pontos em preto são os fragmentos com a ocorrência confirmada de *C. aurita* e em cinza são fragmentos sem a presença confirmada (controle) da espécie.

4. DISCUSSÃO

Das 13 variáveis consideradas no presente estudo, a distância mínima para fragmentos com ocorrência de *C. jacchus* e as porcentagens das matrizes de mosaico de agricultura e pastagem, áreas não vegetadas e formação savânica, foram as únicas que influenciaram a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em fragmentos florestais que ocorrem dentro da área de distribuição natural da espécie no sudeste do Brasil.

As espécies alóctones, em especial *C. jacchus*, ocorrem próximas, e às vezes em zonas híbridas, juntamente a *C. aurita*. Esta relação não ocorre devido a um efeito de causa e consequência, sendo que a presença de *C. jacchus* não favorece a ocorrência de *C. aurita*. Na verdade, as mesmas variáveis ambientais favorecem a ocorrência das duas espécies, o que faz com que estas acabem ocorrendo em áreas próximas. Este resultado é crítico tendo em vista o potencial de hibridação e introgressão genética entre estas espécies (Carvalho *et al.*, 2018; Malukiewicz *et al.*, 2021). A introdução e expansão destas espécies alóctones parece estar sufocando *C. aurita* cada vez mais, de forma que possa dificultar a conservação de populações com integridade genética (Carvalho *et al.*, 2018). Ações de manejo se tornam cada vez mais urgentes, tendo em vista a velocidade com que o processo invasivo tem ocorrido (Carvalho *et al.*, 2018). Por exemplo, no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), no Estado do Rio de Janeiro, em cerca de cinco anos grupos isolados de *C. aurita* se tornaram grupos mistos e com prole híbrida (Carvalho, 2015). Considerando que os dados do presente estudo foram gerados a partir de dados de uma escala temporal de quase 30 anos, é possível que em algumas áreas, atualmente, possam ser encontrados apenas híbridos e não mais indivíduos puros. Apesar de populações puras e isoladas de *C. aurita* ainda existirem, o avanço das espécies alóctones e o aumento da fragmentação e conversão de habitats seguem pressionando a espécie rumo à extinção (Rylands *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2018).

A matriz de mosaico de agricultura e pasto exerceu influência positiva na probabilidade de ocorrência de *C. aurita*. As áreas de mata nativa destas regiões estão circundadas, em grande parte, por matrizes antrópicas. Este tipo de matriz não é o mais adequado para permitir a movimentação de uma espécie arborícola (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009), mas pode fornecer áreas suplementares de descanso e alimentação (Pozo-Montuy *et al.*, 2013). Além disso, estas regiões de mosaico podem oferecer resistência também para a movimentação e entrada de espécies alóctones congêneres, favorecendo assim a conservação de *C. aurita* no interior dos fragmentos florestais. Outro fator a ser levado em consideração é a capacidade de navegação, uma vez que a visibilidade dos fragmentos florestais a partir da localização original

dos indivíduos afeta a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*, como já demonstrado por Da Silva e colaboradores (2015). Assim, áreas menos fechadas favoreceriam a movimentação de indivíduos da espécie.

Já a matriz de formação savânica, apresentou uma relação positiva com a ocorrência de *C. aurita*. Este tipo de ambiente, diretamente, não favoreceria a ocorrência de uma espécie arborícola. É possível que o recorte grosseiro da área de distribuição da espécie disponibilizado pela IUCN (2019) contenha áreas limítrofes entre a Mata Atlântica e o Cerrado. Sendo assim, haveria a presença de fitofisionomias de Cerrado entremeadas à Mata Atlântica, que poderiam favorecer a ocorrência da espécie, tais como matas de galeria. Ademais, não há tanta representatividade deste tipo de matriz nas paisagens estudadas, sendo um ponto a ser explorado mais a fundo em estudos futuros. Já a matriz de áreas não vegetadas, como esperado, exerceu uma influência negativa sobre a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*. Estas áreas, por não possuírem formação de dossel, não apresentam refúgios, áreas de alimentação e nem mesmo favorecem a movimentação de uma espécie arborícola (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009).

Esperava-se que a matriz de floresta plantada exerceria influência deletéria para a ocorrência de *C. aurita*, uma vez que representam regiões não nativas e com baixa visibilidade para navegação dos indivíduos, o que reduziria a dispersão e uso pela espécie (Da Silva, 2015). Sabe-se que *C. jacchus* e *C. penicillata* tem capacidade de fazer uso deste tipo de ambiente, incluindo plantações de *Eucalyptus* sp. e agroflorestas (Castro, 2003; Flesher, 2015; Zanzini *et al.*, 2017). Já para *C. aurita*, existe apenas um registro de utilização deste tipo de ambiente (Norris *et al.*, 2011), e como florestas plantadas representam pequenas proporções das áreas estudadas, pode ser a causa da impossibilidade de confirmar sua relevância para a ocorrência da espécie. Alternativamente, é possível que *C. aurita* seja mais seletiva no uso do habitat, evitando, diferentemente das espécies congêneres, florestas plantadas e isso merece ser mais bem investigado por trabalhos futuros e em escala mais refinada. Já as matrizes de pasto e agricultura, separadamente, não influenciaram a ocorrência da espécie. Este resultado é consistente com os estudos de Da Silva *et al.* (2015), em que a permeabilidade de matriz atribuída à agricultura e pastagem não influenciaram a ocorrência de *C. aurita* em escala de paisagem local. Ao contrário da matriz de mosaico de agricultura e pastagem, estas áreas separadamente não apresentam heterogeneidade estrutural, o que pode ser um fator determinante para não influenciar a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* em suas proximidades.

Apesar da forte presença de matrizes de origem antrópica, a paisagem ainda apresenta grande proporção de matriz de formação florestal, e, por isso, essa variável não foi um limitador para influenciar a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*. Entretanto, estes habitats nativos podem permitir uma ampliação da área de vida da espécie e sua movimentação, garantindo maior segurança e recursos de qualidade (Driscoll *et al.*, 2013). Ao passo que estas áreas podem atuar como *stepping stones* para a espécie nativa, elas também podem servir de porta de entrada para as espécies alóctones (Alharbi & Petrovskii, 2018). Ou seja, isso pode demonstrar uma constrição da espécie nativa em áreas preservadas circundadas por matrizes antrópicas e nativas, concomitantemente à aproximação de espécies alóctones. Nesse contexto, também é fundamental que futuros trabalhos avaliem as variáveis da paisagem que influenciam a ocorrência das espécies alóctones, de modo a servir como informações norteadoras para o manejo da paisagem e, conseqüentemente, mitigação da imigração das espécies alóctones.

O tamanho da área do fragmento amostral não influenciou a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*, havendo fragmentos menores com ocorrência confirmada da espécie, mas também fragmentos maiores onde a presença da espécie não foi confirmada (fragmentos controles). Este resultado corrobora com estudos anteriores, como o de Oliveira (2012), que registrou a ocorrência de *C. aurita* em fragmentos florestais de diferentes ordens de tamanho (desde 3 ha, até 211 ha) no estado do Rio de Janeiro. Sabe-se que fragmentos de tamanhos menores que a área de vida das espécies não são capazes de suportar populações viáveis a longo prazo (Oliveira *et al.*, 2003). Tendo em vista este fato, e considerando que o principal determinante para o tamanho da área de vida da espécie é a disponibilidade e sazonalidade de recursos alimentares (Oliveira, 2012), existem duas hipóteses: (1) estes fragmentos estão servindo de *stepping stones* para a dispersão entre áreas maiores (Oliveira *et al.*, 2003), ou (2) os indivíduos estão realizando suplementação da paisagem (Dunning *et al.*, 1992). Apesar de estudos de suplementação da paisagem para primatas não serem altamente difundidos, este fenômeno já foi registrado para *Alouatta pigra* no México, onde indivíduos residentes de fragmentos menores passavam a maior parte do tempo explorando recursos da matriz de pasto e agricultura (Pozo-Montuy *et al.*, 2013). Além do mais, existem registros de *C. jacchus*, *C. kuhlii* e *C. penicillata* utilizando matrizes antrópicas para forrageamento, movimentação e descanso (Duarte *et al.*, 2012; Rodrigues & Martinez, 2014; Tisovec *et al.*, 2014; Valença-Silva *et al.*, 2014). Ou seja, pode ser que *C. aurita* esteja usando as áreas de mosaico de agricultura e pasto para suplementação na paisagem, corroborando os achados da correlação positiva entre a

probabilidade de ocorrência da espécie e a matriz de mosaico de agricultura e pastagem que circundam os fragmentos florestais.

Outro fator a se levar em consideração é o nível de conectividade dos fragmentos, uma vez que quando estes são considerados funcionalmente conectados, a área total conectada passa a ser mais relevante do que a área do fragmento *per se* (Martensen *et al.*, 2008). Estudos futuros podem se aprofundar em diferentes métricas de conectividade para tentar elucidar esta e outras questões. Já a métrica de distância do vizinho mais próximo utilizada neste estudo, apesar de ser muito usual em estudos de paisagens fragmentadas, ignora muitos componentes da paisagem, representando uma grande simplificação do sistema (Hargis *et al.*, 1998), como talvez possa ter ocorrido neste caso. Por exemplo, estas métricas retornam valores quase indistintos (ou invariáveis) para paisagens que sofreram distúrbios acima de 20% (Hargis *et al.*, 1998), o que claramente é o caso da Mata Atlântica.

Apesar da altitude influenciar fortemente a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* dentro de uma mesma área florestal ou em uma escala mais refinada, como já foi demonstrado para o Parque Estadual da Serra do Mar (Norris *et al.*, 2011) e para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Detogne *et al.*, 2017), isto não parece refletir para a altitude média em toda a sua área de distribuição. A plasticidade adaptativa em relação à altitude já foi verificada para as espécies alóctones, *C. penicillata* e *C. jacchus* (Cerqueira *et al.*, 1998; Morais Jr, 2010). Já *C. aurita*, apesar de ocorrer frequentemente em áreas com maiores altitudes, pode ser encontrada numa grande amplitude altitudinal, inclusive com registros históricos em áreas abaixo de 100m (Brandão & Develey, 1998). Áreas potenciais de ocorrência da espécie no passado, de baixas altitudes na região costeira, foram em grande parte dizimadas por atividades antrópicas, sendo uma explicação para que a espécie tenda a ocorrer em áreas mais elevadas, e conseqüentemente mais preservadas, nas últimas décadas (Brandão & Develey, 1998).

É possível que em áreas de co-ocorrência como é o caso do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, as espécies alóctones pressionem a área de ocorrência de *C. aurita*, que para evitá-las, permanece em áreas de maior altitude (Detogne *et al.*, 2017). As alóctones geralmente são introduzidas nas bordas das áreas protegidas, uma vez que estas são mais próximas a estradas e áreas antrópicas (Detogne *et al.*, 2017), podendo pressionar a ocorrência local das populações nativas. Além da situação do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, já foram verificados casos de evitação de encontros intergrupais de *C. aurita* a partir de uso de novas áreas (Corrêa, 1995) e uso de áreas em horários alternados entre diferentes grupos de *C. jacchus* (Veríssimo, 2007). Considerando que as espécies do gênero *Callithrix* são territorialistas, espera-se que

mecanismos de evitação estejam atuando nestes casos. Já na ausência das espécies alóctones, a espécie poderia frequentar diferentes áreas, inclusive as de menor altitude.

Dentro do gênero *Callithrix*, *C. aurita* é uma das espécies menos estudadas, quando comparada às alóctones (Hannibal *et al.*, 2019). Hannibal *et al.* (2019) levantaram a hipótese que isso se dê pela espécie possuir uma distribuição restrita e ser considerada rara. Para que a espécie possa melhorar o seu *status* de conservação atual são necessários maiores investimentos de estudo tanto *in situ* quanto *ex situ*, como citado pelo PAN PPMA (ICMBio/MMA, 2018). Uma das grandes lacunas de conhecimento a serem preenchidas é sobre a capacidade de dispersão da espécie nos diferentes tipos de matrizes antrópicas e a possibilidade de realização de suplementação da paisagem. Outra lacuna se dá a respeito da influência diretamente causada pelas espécies alóctones. Apesar de já haver diversos estudos sobre a hibridação especificamente (*e.g.* Malukiewicz *et al.*, 2014; 2015; Cezar *et al.*, 2017; Malukiewicz, 2019; Moraes *et al.*, 2019; Malukiewicz *et al.*, 2021), ainda faltam maiores elucidações sobre a competição interespecífica. Além disso, o manejo de controle e retirada das espécies alóctones de áreas protegidas de forma ética é imprescindível para o sucesso de conservação da integridade genética da espécie *in situ* (Carvalho *et al.*, 2018; ICMBio/MMA, 2018; Malukiewicz, 2019; Moraes *et al.*, 2019).

Com base nos dados obtidos neste trabalho, pode-se sugerir ações integradas ao PAN PPMA, como o monitoramento das populações de *C. aurita*, de forma a atualizar os dados de ocorrência da espécie. Esta ação estaria em conformidade com a ação 1.2 do PAN PPMA, que propõe: “Ampliar o conhecimento sobre áreas de vida, ocorrência e ocupação dos táxons alvos do PAN e seus preditores ambientais” (ICMBio/MMA, 2018). Outra ação seria voltada ao manejo das espécies alóctones e seus híbridos, o que está em consonância com o objetivo específico 3 do PAN, que propõe: “Manejar primatas alóctones em áreas importantes para a conservação de táxons do PAN e prevenir a colonização de novas áreas” (ICMBio/MMA, 2018). Além disso, o escopo deste trabalho já fornece *insights* que colaboram para suprir as demandas do PAN, uma vez que amplia os conhecimentos sobre os preditores ambientais que atuam sobre a ocorrência de uma de suas espécies-alvo (*C. aurita*).

Sendo assim, o presente estudo fornece uma base sobre a influência de espécies alóctones e de atributos da paisagem, em grande escala, sobre a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*, podendo servir de ponto de partida para futuros estudos de conservação da espécie. A forte relação positiva entre a probabilidade de ocorrência de *C. aurita* e a distância mínima à *C. jacchus* é um dado alarmante. Isso revela uma prioridade de estudos em nível local, para as

diferentes populações de *C. aurita*, de forma a embasar refinadamente as tomadas de decisão a respeito do manejo das espécies alóctones. O cenário atual pode ser ainda mais crítico em algumas localidades, com presença de híbridos e até mesmo somente deles. Ao demonstrar também a influência negativa de áreas não vegetadas e a influência positiva de mosaico de agricultura e pastagem e formação savânica para a probabilidade de ocorrência de *C. aurita*, fica evidente a necessidade de levar em conta fatores externos às unidades de conservação a fim de planejar com maior eficiência e assertividade os próximos passos de conservação da espécie. Para uma espécie ameaçada, cada passo deve ser extremamente bem arquitetado, de forma a minimizar erros graves que possam direcionar a espécie à extinção.

III. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, F., Fuente, M.F.D., Schiel, N., & Souto, A. 2016. Feeding ecology and behavioral adjustments: flexibility of a small neotropical primate (*Callithrix jacchus*) to survive in a semiarid environment. *Mammal Research*, v. 61, n. 3, p. 221-229. doi: 10.1007/s13364-016-0262-4.
- ALHARBI, W., & Petrovskii, S. 2018. Effect of complex landscape geometry on the invasive species spread: invasion with stepping stones. *Journal of Theoretical Biology*, v. 464, p. 85-97. doi: 10.1016/j.jtbi.2018.12.019
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportion of suitable habitat: A review. *Oikos*, v. 71, p. 340-346. doi:10.2307/3545823.
- ANDREW, M.E. & Ustin, S.L. 2010. The effects of temporally variable dispersal and landscape structure on invasive species spread. *Ecological Applications*, v. 20, p. 593-608. doi: 10.1890/09-0034.1.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. & Mandujano, 2006. S. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, v. 27, p. 1079-1096. doi:10.1007/s10764-006-9061-0.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. & Mandujano, S. 2009. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates's perspective. *International Journal of Primatology*, v. 30, p. 497-514. doi: 10.1007/s10764-009-9355-0.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V., Mandujano, S., & Benítez-Malvido, J. 2008. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, v. 70, p. 69-77. doi:10.1002/ajp.20458.
- ASENSIO, N., Arroyo-Rodríguez, V., Dunn, J., & Cristóbal-Azkarate, J. 2009. Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. *Biotropica*, v. 41, n. 6, p. 768-773. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00533.x.
- ASHTON, I.W. & Lerdau, M.T. 2008. Tolerance to herbivory and not resistance may explain differential success of invasive, naturalized and native North American temperate vines. *Diversity and Distributions*, v. 14, p. 169-178. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00425.x.

- BARTON, K. 2020. MuMIn: Multi-model inference. R Package Version 1.43.17. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. <Acesso em: 30 de junho de 2021>.
- BERGER, J.O. & Barbieri, M.M. 2004. Optimal predictive model selection. *The Annals of Statistics*, v. 32, n. 3, p. 870-897. doi: 10.1214/009053604000000238.
- BEZERRA, B., Bicca-Marques, J.C., Miranda, J., Mittermeier, R.A., Oliveira, L., Pereira, D., Ruiz-Miranda, C., Valença Montenegro, M., da Cruz, M., & do Valle, R.R. 2018. *Callithrix jacchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41518A17936001. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41518A17936001.en>. <Acesso em: 13 de abril de 2020>.
- BICCA-MARQUES, J.C., Jerusalinsky, L., Mittermeier, R.A., Pereira, D., Ruiz-Miranda, C., Rímoli, J., Valença Montenegro, M., & do Valle, R.R. 2018. *Callithrix penicillata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T41519A17935797. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41519A17935797.en>. <Acesso em: 13 de abril de 2020>.
- BRANDÃO, L.D. & Develey, P.F. 1998. Distribution and conservation of the buffy tufted-ear marmoset, *Callithrix aurita*, in lowland coastal atlantic forest, southeast Brazil. *Neotropical Primates*, v. 6, n. 3, p. 86-88.
- BRASIL. 2008. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <https://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>. <Acesso em: 21 de fevereiro de 2021>.
- BRASIL. 2014. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Regulamenta a "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção". *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 dez. 2014. p. 121.
- BURNHAM, K.P. & Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach*. Springer Verlag, New York. 488p.
- BUTCHART, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, B., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrell, T.D., Vié, J., & Watson, R. 2010. *Global*

Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168. doi: 10.1126/science.1187512.

CARVALHO, R.D. 2015. Conservação do sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita* (Primates)) – Análise molecular e colormétrica de populações do gênero *Callithrix* e seus híbridos. Tese (doutorado) - Curso de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

CARVALHO, R.D., Bergallo, H.G., Cronemberger, C., Guimarães-Luiz, T., Igayara-Souza, C.A., Jeruzalinsky, L., Knogge, C., Lacerda, W.R., Malukiewicz, J., Melo, F.R., Moreira, S.B., Pereira, D.G., Pissinatti, A., Port-Carvalho, M., Ruiz-Miranda, C.R., & Wormell, D. 2018. *Callithrix aurita*: a marmoset species on its way to extinction in the brazilian Atlantic Forest. *Neotropical Primates*, v. 24, n. 1, p. 1-8.

CASTRO, C.S.S. 2003. Tamanho da área de vida e padrão de uso do espaço em grupos de saguis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 20, n. 1, p. 91-96. doi: 10.1590/S0101-81752003000100011.

CERQUEIRA, R., Marroig, G., & Finder, L. 1998. Marmosets and lion-tamarins distribution (Callitrichidae, primates) in Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. *Mammalia*, v. 62, n. 2, p. 213-226. doi: 10.1515/mamm.1998.62.2.213.

CEZAR, A.M., Pessôa, L.M., & Bonvicino, C.R. 2017. Morphological and genetic diversity in *Callithrix* hybrids in an anthropogenic area in southeastern Brazil (Primates: Cebidae: Callitrichinae). *Zoologia*, 34: e14881. doi: 10.3897/zoologia.34.e14881.

CHAPMAN, C.A., Lawes, M.J., Naughton-Treves, L., & Gillespie, T. 2003. Primate survival in community-owned forest fragments: Are metapopulation models useful amidst intensive use? In: Marsh, L.K., editor. *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenium Publishers. p. 63-78.

COPAM-MG. 2010. Deliberação Normativa COPAM No 147, de 30 de abril de 2010. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Diário do Executivo de Minas Gerais, 04/05/2010. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>. <Acesso em: 20 de maio de 2019>.

CORRÊA, H.K.M. 1995. Ecologia e Comportamento Alimentar de um Grupo de Saguis-da-Serra-Escuros (*Callithrix aurita* E Geoffroy 1812) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Cunha, São Paulo. 92f. Dissertação (mestrado) – Curso de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

COWLISHAW, G. 1999. Predicting the pattern of decline of African primate diversity: an extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology*, v. 13, p. 1183-1193. doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.98433.x.

CRISTÓBAL-AZKARATE, J. & Arroyo-Rodríguez, V. 2007. Diet and activity pattern of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Los Tuxtlas, Mexico: Effects of habitat fragmentation and implications for conservation. *American Journal of Primatology*, v. 69, p. 1013-1029. doi: 10.1002/ajp.20420.

CRISTÓBAL-AZKARATE, J., Veà, J., Asensio, N., & Rodríguez-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, p. 209-222. doi: 10.1002/ajp.20178.

CULOT, L., Pereira, L.A., Agostini, I., Almeida, M.A.B. de, Alves, R.S.C., Aximoff, I., Bager, A., Baldovino, M.C., Bella, T.R., Bicca-Marques, J.C., Braga, C., Brocardo, C.R., Campelo, A.K.N., Canale, G.R., Cardoso, J.C., Carrano, E., Casanova, D.C., Cassano, C.R., Castro, E., Cherem, J.J., Chiarello, A.G., Cosenza, B.A.P., Costa-Araújo, R., Silva, N.C. da, Bitetti, M.S. Di, Ferreira, A.S., Ferreira, P.C.R., Fialho, M.S., Fuzessy, L.F., Garbino, G.S.T., Garcia, F.O., Gatto, C.A.F.R., Gestich, C.C., Gonçalves, P.R., Gontijo, N.R.C., Graipel, M.E., Guidorizzi, C.E., Hack, R.O.E., Hass, G.P., Hilário, R.R., Hirsch, A., Holzmann, I., Homem, D.H., Júnior, H.E., Júnior, G.S.-S., Kierulff, M.C. M., Knogge, C., Lima, F., Lima, E.F. de, Martins, C.S., Lima, A.A. de, Martins, A., Martins, W.P., Melo, F R. de, Melzew, R., Miranda, J.M.D., Miranda, F., Moraes, A.M., Moreira, T.C., Morini, M. S. de C., Nagy-Reis, M.B., Oklander, L., Oliveira, L. de C., Paglia, A.P., Pagoto, A., Passamani, M., Passos, F. de C., Peres, C.A., Perine, M.S. de C., Pinto, M.P., Pontes, A.R.M., Port-Carvalho, M., Prado, B.H.S. do, Regolin, A.L., Rezende, G.C., Rocha, A., Rocha, J.S., Rodarte, R.R. de P., Sales, L. P., Santos, E. dos, Santos, P.M., Bernardo, C.S.S., Sartorello, R., Serra, L.L., Setz, E., Silva, A.S. de A. e, Silva, L.H. da, Silva, P.B.E. da, Silveira, M., Smith, R.L., Souza, S.M. de, Srbeq-Araujo, A.C., Trevelin, L.C., Valladares-Padua, C., Zago, L., Marques, E., Ferrari, S.F., Beltrão-Mendes, R., Henz, D.J., Costa, F.E. da V. da, Ribeiro, I.K., Quintilham, L. L.T., Dums, M., Lombardi, P.

M., Bonikowski, R.T.R., Age, S.G., Souza-Alves, J.P., Chagas, R., Cunha, R.G.T. da, Valença-Montenegro, M.M., Ludwig, G., Jerusalinsky, L., Buss, G., Azevedo, R.B. de, Filho, R.F., Bufalo, F., Milhe, L., Santos, M.M. dos, Sepulveda, R., Ferraz, D.S., Faria, M.B., Ribeiro, M.C., & Galetti, M. 2019. ATLANTIC-PRIMATES: a dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. *Ecology*, 100(1):e02525. doi: 10.1002/ecy.2525.

D'ANTONIO, C.M., Jackson, N.E., Horvitz, C.C., & Hedberd, R. 2004. Invasive plants in wildland ecosystems: merging the study of invasion processes with management needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 2, p. 513-521. doi: 10.1890/1540-9295(2004)002[0513:IPIWEM]2.0.CO;2.

DA SILVA, L.G., Ribeiro, M.C., Hasui, É., Costa, C.A., & 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. doi:10.1371/journal.pone.0114025

DATAGEO. 2018. Unidades de Conservação Estaduais, Federais e Municipais de São Paulo. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>. <Acesso em: 24 de fevereiro de 2021>.

DAVIS, M.A. & Thompson, K. 2000. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, v.81, n.3, p. 226-230.

DAVIS, M.A. 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press. 288p.

DETOGNE, N., Ferreguetti, A.C., Mello, J.H.F., Santana, M.C., Dias, A.C., Mota, N.C.J., Gonçalves, A.E.C., Souza, C.P., & Bergallo, H.G. 2017. Spatial distribution of buffy-tufted-ear (*Callithrix aurita*) and invasive marmosets (*Callithrix* spp.) in a tropical rainforest reserve in southeastern Brazil. *American Journal of Primatology*, e22718. doi: 10.1002/ajp.22718.

DOHERTY, P.F., White, G.C., & Burnham, K.P. 2012. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology*, v. 152, p. S317-S323. doi: 10.1007/s10336-010-0598-5.

DRISCOLL, D.A., Banks, S.C., Barton, P.S., Lindenmayer, D.B., & Smith, A.L. 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n 10, p. 605-613. doi: 10.1016/j.tree.2013.06.010.

- DUARTE, M.H., Goulart, V.D., & Young, R.J. 2012. Designing laboratory marmoset housing: what can we learn from urban marmosets? *Applied Animal Behaviour Science*, v. 137, p. 127-136. doi: 10.1016/j.applanim.2011.11.013.
- DUNNING, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, v. 65, p. 169-175. doi: 10.2307/3544901.
- EYCOTT, A.E., Watts, K., Brandt, G., Buyung-Ali, L., Bowler, D., Stewart, G., & Pullin, A. 2010. Do Landscape Matrix Features Affect Species Movement? *Systematic Review*. CEE review 08-006 (SR43). Collaboration for Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/SR43.html.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, And Systematics*, v. 34, n. 1, p. 487-515. Annual Reviews. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- FLESHER, K.M. 2015. The Distribution, habitat use, and conservation status of three Atlantic Forest monkeys (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus melanochir*, *Callithrix* sp.) in an agroforestry/forest mosaic in Southern Bahia, Brazil. *International Journal of Primatology*, v. 36, p. 1172-1197. doi: 10.1007/s10764-015-9884-7.
- FOLEY, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., & Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, p. 570-574. doi: 10.1126/science.1111772.
- FONSECA, G.A.B. & Lacher, T.E. 1984. Exudate-feeding by *Callithrix jacchus penicillata* in semideciduous woodland (Cerradão) in central Brazil. *Primates*, v. 25, p. 441-449. doi: 10.1007/BF02381667.
- FONSECA, G.A.B. 1985. The vanishing brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 34, n. 1, p. 17-34. doi: 10.1016/0006-3207(85)90055-2.
- FORMAN, R.T.T & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, John Wiley & Sons. 619p.
- FORMAN, R.T.T. 1995. *Land mosaics*. Cambridge University Press, Cambridge. 656p.
- FUZESSY, L.F., Silva, I.O., Malukiewicz, J., Silva, F.F.R., Pônzio, M.C., Boere, V., & Ackermann, R.R. 2014. Morphological Variation in Wild Marmosets (*Callithrix penicillata* and

- C. geoffroyi*) and Their Hybrids. *Evolutionary Biology*, v.41, n. 3, p. 480-493. doi: 10.1007/s11692-014-9284-5.
- GARDNER, R.H. & R.V. O'Neill. 1991. Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. Pp. 289–307 in M.G. Turner and R.H. Gardner, editors. *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- GRASS Development Team, 2020. *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8*. Open Source Geospatial Foundation.
- GUSTAFSON, E.J. & Parker, G.R. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*, v.7, p. 101-110. doi: 10.1007/bf02418941.
- HÄNFLING, B. & Kollmann, J. 2002. An evolutionary perspective of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, n. 12, p. 545-546. doi: 10.1016/s0169-5347(02)02644-7.
- HANNIBAL, W., Renon, P., Figueiredo, V.V., Oliveira, R.F., Moreno, A.E., & Martinez, R.A. 2019. Trends and biases in scientific literature about marmosets, genus *Callithrix* (Primates, Callitrichidae): biodiversity and conservation perspectives. *Neotropical biology and conservation*, v. 14, n. 4, p. 529-538. doi: 10.3897/neotropical.14.e49077.
- HARGIS, C.D., Bissonette, J.A., & David, J.L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape ecology*, v. 13, p. 167-186. doi: 10.1023/A:1007965018633.
- HARTIG, F. & Lohse, L. 2021. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R Package Version 0.4.3. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA>. <Acesso em: 30 de junho de 2021>.
- HAVEL, J.E., Shurin, J.B., & Jones, J.R. 2002. Estimating dispersal from patterns of spread: spatial and local control of lake invasions. *Ecology*, v. 83, p. 3306-3318. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[3306:EDFPOS]2.0.CO;2.
- HENRIQUES-SILVA, R., Boivin, F., Calcagno, V., Urban, M. C., & Peres-Neto, P. R. 2015. On the evolution of dispersal via heterogeneity in spatial connectivity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 282, n. 1803, p. 20142879. doi: 10.1098/rspb.2014.2879

- HERSHKOVITZ, P. 1977. Living New World Monkeys (Platyrrhini). Volume 1. University of Chicago Press, Chicago. 1132p.
- ICMBio/MMA. 2018. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA). Brasília.
- IDE/SISEMA. 2019. Unidades de Conservação Estaduais, Federais e Municipais de Minas Gerais. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/#>. <Acesso em: 24 de fevereiro de 2021>.
- INEA. 2016. Unidades de Conservação Estaduais, Federais e Municipais do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/index.htm&lang=PT-BR>. <Acesso em: 24 de fevereiro de 2021>.
- ISAAC, N.J.B. & Cowlshaw, G. 2004. How species respond to multiple extinction threats. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, v. 271, p. 1135-1141. doi: 10.1098/rspb.2004.2724.
- IUCN. 2000. IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Prepared by the SSC Invasive Species Specialist Group. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000.
- KRITICOS, D. & Randall, R. 2001. A comparison of systems to analyze potential weed distributions. In: Grove, R.H., Panetta, F.D. and Virtue J.G., editor. *Weed risk assessment*: p. 61–79. Collingwood, Victoria, Australia: CSRIO publishing.
- KUPFER, J.A., Malanson, G.P., & Franklin, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, p. 8-20. doi: 10.1111/j.1466-822x.2006.00204.x.
- LEVINE, J.M. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, v. 288, p. 852–854. doi: 10.1126/science.288.5467.852.
- MALUKIEWICZ, J., Cartwright, R.A., Dergam, J.A., Igayara, C.S., Nicola, P.A., Pereira, L.M.C., Ruiz-Miranda, C.R., Stone, A.C., Silva, D.L., Da Silva, F.F.R., Varsani, A., Walter, L., Wilson, M.A., Zinner, D., & Roos, C. 2021. Genomic skimming and nanopore sequencing uncover cryptic hybridization in one of world’s most threatened primates. *BioRxiv*, v. 11, p. 17279. doi: 10.1101/2021.04.16.440058.

- MALUKIEWICZ, J. 2019. A Review of Experimental, Natural, and Anthropogenic Hybridization in *Callithrix* Marmosets. *International Journal of Primatology*, v. 40, p. 72-98. doi: 10.1007/s10764-018-0068-0.
- MALUKIEWICZ, J., Boere, V., Fuzessy, L.F., Grativol, A.D., French, J.A., Silva, I.O., Pereira, L.C.M., Ruiz-Miranda, C.R., Valença, Y.M., & Stone, A.C. 2014. *American Journal of Physical Anthropology*, v. 155, n. 4, p. 522-536. doi: 10.1002/ajpa.22605.
- MALUKIEWICZ, J., Boere, V., Fuzessy, L.F., Grativol, A.D., Silva, I.O., Pereira, L.C.M., Ruiz-Miranda, C.R., Valença, Y.M., & Stone, A.C. 2015. Natural and Anthropogenic Hybridization in Two Species of Eastern Brazilian Marmosets (*Callithrix jacchus* and *C. penicillata*). *Plos One*, v. 10, n. 6, e0127268. doi: 10.1371/journal.pone.0127268.
- MAPBIOMAS. 2020. Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil (escala 1:250.000). Disponível em: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR. <Acesso em: 13 de janeiro de 2020>.
- MARSH, L.K. 2003. The nature of fragmentation. In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: ecology in conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p. 1-10.
- MARTENSEN, A.C., Pimentel, R.G., & Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 141, n. 9, p. 2184-2192. doi: 10.1016/j.biocon.2008.06.008.
- MCGARIGAL, K., Cushman, S.A., & Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4.2: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. <Acesso em: 20 de maio de 2019>.
- MELO, F. R., Ferraz, D. S., Valença-Montenegro, M. M., Oliveira, L. C., Pereira, D. G., & Port-Carvalho, M. 2015. Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBio. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7198-mamiferos-callithrix-aurita-sagui-da-serra-escuro>. <Acesso em: 20 de maio de 2019>.
- MELO, F.R. & Rylands, A.B. 2008. *Callithrix aurita* (Geoffroy in Humboldt, 1812). Pp. 735-737. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). *Livro Vermelho da Fauna*

Brasileira Ameaçada de Extinção - Vol. II. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas. 907p.

MELO, F.R., Port-Carvalho, M., Pereira, D.G., Ruiz-Miranda, C.R., Ferraz, D.S., Bicca-Marques, J.C., Jerusalinsky, L., Oliveira, L.C., Valença-Montenegro, M.M., Valle, R.R., da Cunha, R.G.T. & Mittermeier, R.A. 2021. *Callithrix aurita* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T3570A191700629. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3570A191700629.en>. <Acesso em: 17 de julho de 2021>.

MENDES, S. L. 1997. Hybridization in free-ranging *Callithrix flaviceps* and the taxonomy of the Atlantic Forest marmosets. *Neotropical Primates*, v. 5, n 1, p. 6-8.

MORAES, A.M. & Melo, F.R. 2007. Distribuição geográfica de *Callithrix aurita* e *Callithrix flaviceps* e avaliação espacial de sua zona de intergradação nos municípios de Espera Feliz, Caiana e Caparaó, MG. In: Congresso Brasileiro de Primatologia, XII, Belo Horizonte, MG, 2007. Anais. Belo Horizonte/MG.

MORAES, A.M., Vancine, M.H., Moraes, AM., Cordeiro, C.L., Pinto, M.P., Lima, A.A., Culot, L., Silva, T.F.S., Collevatti, R.G., Ribeiro., M.C., & Sobral-Souza, T. 2019. Predicting the potential hybridization zones between native and invasive marmosets within Neotropical biodiversity hotspots. *Global Ecology and Conservation*, v. 20:e00706. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00706.

MORAIS Jr, M.M. 2010. Os saguis (*Callithrix* spp., Erxleben, 1777) exóticos invasores na bacia do Rio São João, Rio de Janeiro: biologia populacional e padrão de distribuição em uma paisagem fragmentada. 89f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy, Centro de biociências e biotecnologia, Campos dos Goytacazes, RJ.

MUKAKA, M.M. 2012. A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. *Malawi Medical Journal*, v. 24, n. 3, p. 69-71.

NORRIS, D., Rocha-Mendes, F., Marques, R., Nobre, R.A., & Galetti, M. 2011. Density and Spatial Distribution of Buffy-tufted-ear Marmosets (*Callithrix aurita*) in a Continuous Atlantic Forest. *International Journal of Primatology*, v. 32, p. 811-829. doi: 10.1007/s10764-011-9503-1.

- OLDEN, J.D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal Of Biogeography*, v. 33, n. 12, p. 2027-2039. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x.
- OLIVEIRA, A.B.L. 2012. Presença e ausência de *Callithrix aurita* em fragmento de Mata Atlântica – Formando uma estratégia de conservação para o município de Sapucaia, Rio de Janeiro. 61 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Gestão e Conservação dos Recursos Naturais, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- OLIVEIRA, L.C. & Grelle, C.E.V. 2012. Introduced primate species of an Atlantic Forest region in Brazil: present and future implications for the native fauna. *Tropical Conservation Science*, v. 5, n. 1, p. 112-120. doi: 10.1177/194008291200500110.
- OLIVEIRA, L.C., Câmara, E.M.V.C., Hirsch, A., Paschoal, A.M.O., Alvarenga, R.M., & Belarmino, M.G. 2003. *Callithrix geoffroyi* (Primates: Callitrichidae) and *Alouatta caraya* (Primates: Atelidae) in the Serra Do Cipó National Park, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*, v. 11, n. 2, p. 86-89.
- OPDAM, P. & Steingrover, E. 2008. Designing metropolitan landscapes for biodiversity. Deriving guidelines from metapopulation ecology. *Landscape Journal*, v. 27, n. 1, p. 959-967. doi: 10.3368/lj.27.1.69.
- PEREIRA, D.M. 2010. Densidade, genética e saúde populacional como ferramentas para propor um plano de controle e erradicação de invasão biológica: o caso de *Callithrix aurita* (Primates) no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. 161 f. Tese (Doutorado) – Curso de Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- PIMENTEL, D., Lach, L., & Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, v. 50, p. 53-65. doi: 10.1641/0006-3568(2000)050[0053:eacon]2.3.co;2.
- POZO-MONTUY, G., Serio-Silva, J.C., Chapman, C.A., & Bonilla-Sánchez, Y.M. 2013. Resource use in a landscape matrix by an arboreal primate: Evidence of supplementation in Black howlers (*Alouatta pigra*). *International Journal of Primatology*, v. 34, p. 714-731. doi: 10.1007/s10764-013-9691-y.
- QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

- R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RABOY, B.E., Canale, G.R., & Dietz, J.M. 2008. Ecology of *Callithrix kuhlii* and a Review of Eastern Brazilian Marmosets. *International Journal Of Primatology*, v. 29, n. 2, p.449-467. doi: 10.1007/s10764-008-9249-6.
- REISE, K., Olenin, S., & Thielges, D.W. 2006. Are aliens threatening aquatic coastal ecosystems? *Helgoland Marine Research*, v. 60, p. 77-83. doi: 10.1007/s10152-006-0024-9.
- RIBEIRO, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- RICKETTS, T.H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, v. 158, n. 1, p. 87-99. doi: 10.1086/320863.
- RÍMOLI, J., Pereira, D.G., & do Valle, R.d.R. Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812) no Brasil. ICMBio. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7207-mamiferos-callithrix-penicillata-sagui-de-tufos-pretos>. <Acesso em: 28 de agosto de 2021>.
- ROBBINS, M.M. & McNeilage, A. 2003. Home Range and Frugivory Patterns of Mountain Gorillas in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *International Journal of Primatology*, v. 24, n. 3, p. 467-491. doi: 10.1023/A:1023741328338.
- RODRIGUES, N.N. & Martinez, R.A. 2014. Wildlife in our backyard: interactions between wied's marmoset *Callithrix kuhlii* (Primates: Callithrichidae) and residents of Ilheus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, v. 20, n.2, p. 91-96. doi: 10.2981/wlb.13057.
- ROSA, C.A., Ribeiro, B.R., Bejarano, V., Puertas, F.H., Bocchiglieri, A., Barbosa, A.L. dos S. *et al.* 2020. NEOTROPICAL ALIEN MAMMALS: a data set of occurrence and abundance of alien mammals in the Neotropics. *Ecology*, 00(00):e03115. doi: 10.1002/ecy.3115.
- RYLANDS, A.B. & Faria, D.S. 1993. Habitats, feeding ecology, and home range size in the genus *Callithrix*. In A.B. Rylands (Ed.), *Marmosets and tamarins: Systematics, behaviour, and ecology* (pp. 262–272). Oxford: Oxford University Press.

RYLANDS, A.B. & Mittermeier, R.A. 2009. The diversity of the New World Primates (Platyrrhini): An Annotated Taxonomy. In: South American Primates: comparative perspectives in the study of behaviour, ecology and conservation: p. 23-54. Garber, P.A., Estrada, A., Bicca-Marques, J.C., Heymann, E.W. & Strier, K.B. New York, NY: Springer.

RYLANDS, A.B. 1993. Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology. Oxford Science Publications, Oxford. 396p.

RYLANDS, A.B. Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., & de Oliveira, M.M. 2008. *Callithrix aurita*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T3570A9949843. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3570A9949843.en>. <Acesso em: 13 de abril de 2019>.

RYLANDS, A.B., Coimbra-Filho, A.F., & Mittermeier, R.A. 2009. The systematics and distributions of the marmosets (*Callithrix*, *Callibela*, *Cebuella*, and *Mico*) and *Callimico* (*Callimico*) (Callitrichidae, Primates). The Smallest Anthropoids: The Marmoset/Callimico Radiation. p. 25-62.

SAUNDERS, D.A., Hobbs, R.J., & Margules, C.R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, p. 18-32. doi: 10.2307/2386335.

SCHWITZER, C., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Chiozza, F., Williamson, E.A., Byler, D., Wich, S., Humle, T., Johnson, C., Mynott, H., & McCabe, G. 2019. Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2018-2020. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Global Wildlife Conservation (GWC) and Bristol Zoological Society, Arlington (BZS). Disponível em: <https://www.globalwildlife.org/wp-content/uploads/2019/10/Primates-in-Peril-2018-2020-2.pdf>. <Acesso em: 28 de junho de 2021>.

SILVA, F.F.R. 2014. Distribuição do gênero *Callithrix* no estado de Minas Gerais: Introdução de espécies e hibridação. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SMOLIK, M.G., Dullinger, S., Essl, F., Kleinbauer, I., Leitner, M., Peterseil, J., Stadler, L.M., & Vogl, G. 2010. Integrating species distribution models and interacting particle systems to predict the spread of an invasive alien plant. *Journal of Biogeography*, v. 37, p. 411-422. doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02227.x.

- SÖNDGERATH, D. & Schröder B. 2002. Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations – a simulation study. *Landscape Ecology*, v. 17, p. 57-70. doi: 10.1023/A:1015237002145.
- SOS MATA ATLÂNTICA, 2019. Nove dos 17 estados da Mata Atlântica estão no nível do desmatamento zero, aponta estudo. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/108410/atlas-da-mata-atlantica/>. <Acesso em: 30 de setembro de 2019>.
- SPEAR, D., Foxcroft, L.C., Bezuidenhout, H., & McGeoch, M.A. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, v. 159, p. 137-147. doi: 10.1016/j.biocon.2012.11.022.
- STEVENSON, M.F. & Rylands, A.B. 1988. The marmosets, genus *Callithrix*, pp. 131-222 In: R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, A. F. Coimbra-Filho & G. A. B. Fonseca (eds.), *Ecology and Behavior of Neotropical Primates*. vol. 2. World Wildlife Fund, Washington DC.
- TAYLOR, P.D., Fahrig, L. Henein, K., & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, v. 68, n. 3, p. 571-572. doi: 10.2307/3544927.
- TISOVEC, K.C., Cassano, C.R., Boubli, J.P., & Pardini, R. 2014. Mixed-species groups of marmosets and tamarins across a gradient of agroforestry intensification. *Biotropica*, v. 46, p. 248-255. doi: 10.1111/btp.12098.
- TURNER, M.G. & Gardner, R.H. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer, New York. 482p.
- VALENÇA-MONTENEGRO, M.M., Oliveira, L.C., Pereira, D.G., Oliveira, M.A.B & do Valle, R.d.R. Avaliação do Risco de Extinção de *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758) no Brasil. ICMBio. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7204-mamiferos-callithrix-jacchus-sagui-de-tufo-branco>. <Acesso em: 28 de agosto de 2021>.
- VALENÇA-SILVA, G., Maciel, F.G., Zaganini, R.L., Lucindo, A.S., Caramaschi, & Paula, H.M.G. 2014. Reporting social behaviours of mixed-species troops formed by *Callithrix jacchus* and *Callithrix penicillata* (Primate, Callitrichidae). *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, p. 607-611. doi: 10.1590/bjb.2014.0091.
- VERÍSSIMO, K.C. 2007. Área domiciliar e utilização de recursos alimentares por sagüis *Callithrix jacchus* na Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN Nossa Senhora do

Outeiro de Maracáípe, Ipojuca, RE. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

VILELA, A. & Del-Claro, K. 2011. Feeding Behavior of the Black-Tufted-ear Marmoset (*Callithrix penicillata*) (Primata, Callitrichidae) in a Tropical Cerrado Savanna. *Sociobiology*, v. 58, n. 2, p.1-6.

WITH, K.A. 2002. The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, v. 16, p. 1192-1203. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x.

ZANZINI, A.C.S., Silva, A.A.N., Pereira, C.Z., Santiago, W.T.V., & Zanon, M.H.C. 2017. Composition of species of medium and large sized mammals in *Eucalyptus* plantations and native forests fragments, in the southeast of Minas Gerais state, Brazil. *Scientia Forestalis*, v. 45, n. 116, p. 673-683. doi: 10.18671/scifor.v45n116.08.

ZUNINO, G. E., Kowalewski, M. M., Oklander, L. I., & González, V. 2007. Habitat fragmentation and population size of the black and gold howler monkey (*Alouatta caraya*) in a semideciduous forest in northern Argentina. *American Journal of Primatology*, v. 69, p. 966-975. doi:10.1002/ajp.20389.