

**LUDIMILA GRECHI CAMPOSTRINI**

**FAUNA DE VERTEBRADOS AMEAÇADA DE EXTINÇÃO COMO INDICADORA  
DE BIODIVERSIDADE PARA CONSOLIDAÇÃO DE UM CORREDOR  
ECOLÓGICO NA COSTA DO DESCOBRIMENTO, BAHIA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo

Coorientador: Gumercindo Souza Lima

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C198f  
2021  
Campostrini, Ludimila Grechi, 1993-  
Fauna de vertebrados ameaçada de extinção como  
indicadora de biodiversidade para consolidação de um corredor  
ecológico na Costa do Descobrimento, Bahia / Ludimila Grechi  
Campostrini. – Viçosa, MG, 2021.

1 dissertação eletrônica (121 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Engenharia Florestal, 2021.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2021.229>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Paisagens fragmentadas - Bahia. 2. Florestas tropicais -  
Conservação - Bahia. 3. Primatas - Bahia. 4. Aves - Bahia.  
5. Matrizes. 6. Extinção (Biologia). I. Melo, Fabiano Rodrigues  
de, 1973-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de  
Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência  
Florestal. III. Título.

CDO adapt. CDD 634.946

LUDIMILA GRECHI CAMPOSTRINI

**FAUNA DE VERTEBRADOS AMEAÇADA DE EXTINÇÃO COMO  
INDICADORA DE BIODIVERSIDADE PARA CONSOLIDAÇÃO DE UM  
CORREDOR ECOLÓGICO NA COSTA DO DESCOBRIMENTO, BAHIA**

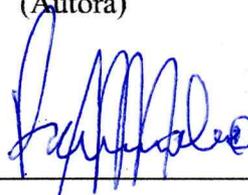
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 23 de agosto de 2021.

Assentimento:



Ludimila Grechi Campostrini  
(Autora)



Fabiano Rodrigues de Melo  
(Orientador)

*À memória de meu pai, Odilon Campostrini.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que Ele proporciona em minha vida.

À minha família, por ser presente e me fortalecer todos os dias com todo suporte, amor, carinho e acolhimento. Não existo sem vocês.

Ao meu namorado Lucas, que também foi meu parceiro de estudos e não me deixou desanimar, me ajudando com problemas que por vezes achei que seriam impossíveis, sempre me motivando a continuar e estando ali por mim. Eu te agradeço por tanto!

Aos meus amigos, em especial a Helenice, Marcello, Daniela e Yuri, que tiveram paciência comigo e me ajudaram com dicas, críticas e correções, além de todo apoio durante o trabalho. Sem vocês, eu não teria conseguido.

Ao Brunão e ao Villa, que mesmo de longe foram de extrema importância para que esse trabalho chegasse ao fim, com as estatísticas, gráficos e todas as ajudas possíveis.

Aos produtores rurais Geraldo, Seu Dedé, Seu Luís, Eduardo e Marcelo que gentilmente cederam suas áreas para que eu pudesse realizar a pesquisa, por todo auxílio e apoio!

Ao Jailson, que sempre esteve disposto a me ajudar, pelo ânimo, pelas conversas, pelos ensinamentos, por me fazer descobrir um novo hobby (passarilhar!), muito obrigada!

Ao prof. Renato Feio, por me ajudar na identificação das espécies de anfíbios e por sempre ser tão solícito.

Ao prof. Fabiano, pela orientação, por todas as dicas, ensinamentos, cordialidades e toda a gentileza em me guiar por esse projeto cheio de desafios. Tenho grande admiração!

Ao prof. Gumercindo, por me ajudar a trilhar mais esse caminho dentro da conservação.

Ao Danilo Sette, por toda troca de conhecimentos e pelo contato com os proprietários.

À equipe da RPPN Estação Veracel, em especial à Virginia e Priscilla, pelas dicas e momentos partilhados, me amparando em todos os momentos da pesquisa.

Ao PARNA Pau Brasil, por todo o suporte nas campanhas, pelos companheiros de pesquisa (em especial, João e Paulo) e por todos os aprendizados e amizades que fiz.

À Universidade Federal de Viçosa, por continuar abrilhantando minha vida com momentos inesquecíveis e cheios de conquistas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

A todos que de alguma forma fizeram esse caminho mais leve, meu mais sincero obrigada!

## RESUMO

CAMPOSTRINI, Ludimila Grechi, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2021. **Fauna de vertebrados ameaçada de extinção como indicadora de biodiversidade para consolidação de um corredor ecológico na Costa do Descobrimento, Bahia.** Orientador: Fabiano Rodrigues de Melo. Coorientador: Gumercindo Souza Lima.

A transformação de habitats em remanescentes florestais compromete o desenvolvimento das relações ecológicas, traz prejuízos à vegetação e ocasiona a diminuição da biodiversidade. Corredores ecológicos conectam fragmentos e atuam como ferramenta de gestão territorial, aumentando as chances de sobrevivência das espécies a longo prazo. Este estudo aborda a temática de corredores e suas aplicações, dividido em dois capítulos: uma revisão bibliográfica e uma pesquisa de campo. O primeiro capítulo trabalha diferentes perspectivas relacionadas a definições, eficiência e leis aplicadas a corredores ecológicos no decorrer dos anos, fundamentado em uma revisão de caráter exploratório e seletivo, priorizando publicações a partir de 1990. As palavras-chave utilizadas foram: fragmentação; matriz; conservação; primatas; e avifauna; em português e inglês, combinadas aleatoriamente, resultando na seleção de 16 artigos para o tópico I, 23 artigos para o tópico II e 16 artigos para o tópico III. Obteve-se uma média de 18 artigos considerados principais, ou produções acadêmicas similares, de acordo com a aderência ao tema dos tópicos, sendo eles: (I) Fragmentação florestal e conceitos sobre corredores ecológicos; (II) Eficiência de corredores ecológicos na conservação da biodiversidade e (III) Políticas públicas aplicadas aos corredores ecológicos e sua influência na proteção ambiental. O segundo capítulo trabalha a hipótese de que a área proposta no corredor ecológico utilizada pela fauna é eficiente na manutenção da biodiversidade local, especialmente para aves e primatas ameaçados de extinção. O objetivo principal é avaliar a eficiência de um corredor entre duas unidades de conservação no sul da Bahia, utilizando como referência grupos da fauna de vertebrados, envolvendo quatro espécies de primatas (*Callithrix geoffroyi*, *Sapajus robustus*, *Callicebus melanochir* e *Alouatta guariba guariba*) e a avifauna ameaçada de extinção dentro da área avaliada, a fim de verificar a viabilidade e consolidação do corredor proposto. O levantamento de primatas é realizado através da reprodução de playbacks nas sete áreas selecionadas para campanha. A presença ou ausência da avifauna é inventariada em conjunto com o monitoramento de primatas. Os resultados mostram que, dentre os primatas, o *C. geoffroyi* é a espécie mais avistada em trânsito no corredor, seguida por indivíduos de *C. melanochir*. A espécie *S. robustus* está presente apenas nas áreas protegidas e não há registro do *A. guariba*

na pesquisa. 14 espécies de aves ameaçadas estão presentes nas áreas de campanha. Não há registros de diferentes grupos faunísticos considerados em risco. Os resultados mostram que o padrão de similaridade entre as áreas amostradas é afetado pelo tipo de habitat constituinte e não há diferença significativa entre as áreas quanto a riqueza de espécies. Ainda assim, as áreas rurais neste estudo são semelhantes as áreas protegidas. O corredor é eficiente para fornecer o trânsito de fauna e algumas espécies endêmicas e ameaçadas conseguem persistir na paisagem fragmentada. Também apresenta a importância das áreas protegidas na conservação ambiental, pela preservação e riqueza dessas áreas. Pela análise dos capítulos, pode-se concluir que a proposição de um corredor ecológico para aumentar a permeabilidade da matriz favorece o movimento de fauna e a perpetuação de espécies em ecossistemas degradados.

**Palavras-chave:** Fragmentação. Matriz. Conservação. Primatas. Avifauna.

## ABSTRACT

CAMPOSTRINI, Ludimila Grechi, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August 2021. **Endangered vertebrate fauna used as biodiversity indicator for the consolidation of an ecological corridor in the Costa do Descobrimento, Bahia.** Advisor: Fabiano Rodrigues de Melo. Co-advisor: Gumercindo Souza Lima.

The habitats transformation into forest remnants compromises the development of ecological relationships, harms vegetation cover and causes a decline in biodiversity. Ecological corridors connect fragments and act as a territorial management tool, increasing the species' long-term survival chances. This study discusses about corridors and their applications, divided into two chapters: a literature review and field research. The first chapter works on different perspectives related to definitions, efficiency and laws applied to ecological corridors over the years, based on an exploratory and selective review, prioritizing publications from 1990 onwards. The keywords used were fragmentation; matrix; conservation; primates; and avifauna; in portuguese and english, randomly combined, resulting in the selection of 16 articles for topic I, 23 articles for topic II and 16 articles for topic III. An average of 18 articles considered as main, or similar academic productions, was obtained, according to the adherence to the theme of each topic, named as: (I) Forest fragmentation and concepts about ecological corridors; (II) Efficiency of ecological corridors in biodiversity conservation and (III) Public policies applied to ecological corridors and their influence on environmental protection. The second chapter works on the hypothesis the proposed area in the ecological corridor used by fauna is efficient in maintaining local biodiversity, especially for birds and primates threatened with extinction. The main objective is to evaluate the efficiency of a corridor between two conservation units in southern Bahia, using groups of vertebrate fauna as reference, involving four species of primates (*Callithrix geoffroyi*, *Sapajus robustus*, *Callicebus melanochir* and *Alouatta guariba guariba*) and endangered avifauna within the assessed area to verify the feasibility and consolidation of the proposed corridor. The primate survey is carried out by reproducing playbacks in the seven areas selected for the campaign. The presence or absence of avifauna is cataloged together with primate monitoring. The results show that, among primates, *C. geoffroyi* is the most seen species in transit in the corridor, followed by individuals of *C. melanochir*. The *S. robustus* species is only present in protected areas and there is no record of *A. guariba* in the research. 14 endangered bird species were inventoried in the study areas. There are no records of

different endangered faunal groups. The results show that the similarity pattern between the sampled areas is affected by the type of constituent habitat and there is no significant difference between the areas in terms of species richness. Still, the rural areas in this study are similar to protected areas. The corridor is efficient in providing the transit of fauna and some endemic and threatened species manage to persist in the fragmented landscape. It also shows the importance of protected areas in environmental conservation, due to the preservation and richness of these areas. From the analysis of the chapters, it can be concluded that the proposition of an ecological corridor to increase the matrix permeability favors the fauna movement for the perpetuation of species in degraded ecosystems.

**Keywords:** Fragmentation. Matrix. Conservation. Primates. Avifauna.

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AAVC: Área de Alto Valor de Conservação

APA: Área de Proteção Ambiental

APP: Área de Preservação Permanente

CAR: Cadastro Ambiental Rural

CE: Corredor Ecológico

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

HA: Hectares

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IUCN: União Internacional para Conservação da Natureza

ONG: Organização Não Governamental

PARNA: Parque Nacional

PARNA Pau Brasil: Parque Nacional do Pau Brasil

PMMA: Plano Municipal da Mata Atlântica

PRA: Programa de Regularização Ambiental

PSA: Pagamento por Serviços Ambientais

RL: Reserva Legal

RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural

RPPN EVC: Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel

SAF: Sistema Agroflorestal

SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação

SISNAMA: Sistema Nacional do Meio Ambiente

UC: Unidade de Conservação

ZEE: Zoneamento Ecológico-Econômico

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>12</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>14</b>
<b>CAPÍTULO I – CORREDORES ECOLÓGICOS: CONCEITOS, EFICIÊNCIA E ASPECTOS LEGAIS.....</b>	<b>17</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>17</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
<b>OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>21</b>
<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>24</b>
<b>TÓPICO I – FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONCEITOS SOBRE CORREDORES ECOLÓGICOS .....</b>	<b>24</b>
<b>Introdução sobre corredores ecológicos e influência da fragmentação florestal na paisagem .....</b>	<b>24</b>
<b>Conceitos e definições de corredores ecológicos .....</b>	<b>25</b>
<b>Corredores Ecológicos: aspectos positivos e negativos .....</b>	<b>27</b>
<b>Teoria da Biogeografia de Ilhas e Teoria das Metapopulações: contextualização no cenário de corredores. ....</b>	<b>29</b>
<b>Manchas florestais e permeabilidade da matriz.....</b>	<b>31</b>
<b>Características dos fragmentos, efeito de borda e “trampolins ecológicos” .....</b>	<b>32</b>
<b>TÓPICO II – EFICIÊNCIA DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE .....</b>	<b>35</b>
<b>Corredor Central da Mata Atlântica: um exemplo para revisão de aspectos e conceitos ....</b>	<b>35</b>
<b>Interferência antrópica e influência da matriz à biodiversidade .....</b>	<b>38</b>
<b>Ameaças potenciais com a implantação de corredores .....</b>	<b>45</b>
<b>Utilização de corredores conectando Unidades de Conservação como estratégia para manutenção de ecossistemas.....</b>	<b>47</b>
<b>Corredores ecológicos e sua contribuição à manutenção da riqueza de espécies.....</b>	<b>49</b>
<b>TÓPICO III – POLÍTICAS PÚBLICAS APLICADAS AOS CORREDORES ECOLÓGICOS E SUA INFLUÊNCIA NA PROTEÇÃO AMBIENTAL.....</b>	<b>51</b>
<b>Papel das áreas protegidas relacionadas a corredores ecológicos na conservação ambiental .....</b>	<b>51</b>
<b>Relação entre corredores ecológicos e leis ambientais .....</b>	<b>52</b>
<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>60</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>61</b>
<b>CAPÍTULO 2 – AVES E MAMÍFEROS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO COMO BIOINDICADORES PARA IMPLEMENTAÇÃO DE UM CORREDOR ECOLÓGICO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA .....</b>	<b>72</b>

<b>RESUMO</b> .....	72
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	74
<b>OBJETIVOS</b> .....	77
<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	77
<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	78
1. Área de estudo .....	78
2. Coleta de dados .....	82
3. Análise de dados e métodos estatísticos .....	87
<b>RESULTADOS</b> .....	89
<b>Inventário faunístico</b> .....	89
<b>Riqueza de espécies</b> .....	94
<b>Similaridade entre as áreas avaliadas</b> .....	96
<b>DISCUSSÃO</b> .....	101
<b>Grau de ocupação de primatas no corredor ecológico EVC-PARNA</b> .....	101
<b>Aves ameaçadas presentes no corredor ecológico EVC-PARNA</b> .....	105
<b>Riqueza de diferentes grupos faunísticos</b> .....	108
<b>Problemas prejudiciais à implantação do corredor</b> .....	108
<b>Análise de correlação entre as áreas avaliadas</b> .....	110
<b>CONCLUSÃO</b> .....	112
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	114
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	121

## INTRODUÇÃO GERAL

Reconhecida como um dos principais “*hotspots*” mundiais pelo seu alto grau de endemismo e rica biodiversidade (MYERS et al., 2000), a Mata Atlântica é uma das florestas tropicais consideradas como área prioritária à conservação que vem sofrendo ameaças causadas pela devastação de seu território, sendo um dos biomas mais ameaçados do mundo (MITTERMEIER et al., 1999). Apesar da ampla distribuição no território brasileiro, teve sua cobertura vegetal reduzida a pequenos fragmentos florestais, restando apenas 12,4% da área original (SOS Mata Atlântica, 2019).

Os efeitos da ação antrópica têm refletido na devastação desse bioma, em decorrência da exploração desordenada de seus recursos naturais e ocupação territorial irregular (PINTO et al., 2006). Muitas áreas são propícias ao desenvolvimento econômico-industrial, atraindo práticas de alto potencial impactante que, se não manejadas adequadamente, trazem consequências muitas vezes irreversíveis para a natureza. Por isso, o processo de fragmentação e a perda de habitat causados por atividades humanas estão entre as principais ameaças à biodiversidade tropical (LAURANCE et al., 2014). A fragmentação florestal é interpretada como a redução da área total de um ecossistema em pequenas manchas de vegetação isoladas umas das outras, o que torna o ambiente diferente de sua matriz original (WILCOVE et al., 1986). Assim, entende-se que a vegetação sofre alterações provocadas por barreiras naturais ou antrópicas capazes de reduzir o movimento de fauna e flora e alterar os habitats presentes no ecossistema (PEREIRA et al., 2010).

A transformação de habitats em remanescentes florestais compromete o desenvolvimento das relações ecológicas, que, por consequência, traz prejuízos à cobertura vegetal e ocasiona a diminuição local da biodiversidade. Esse processo é capaz de provocar a perda da capacidade adaptativa de espécies, podendo inclusive resultar em extinção por isolamento (OLIVEIRA et al., 2016). Contudo, esses pequenos fragmentos presentes em paisagens de domínio antrópico são considerados essenciais para a manutenção e conectividade do ambiente, uma vez que evidenciam grande importância para a conservação ambiental por apresentarem elevada riqueza biológica (PINTO et al., 2004). Essa falta de interação entre fragmentos pela ausência de zonas de contato não determina a impermeabilidade de intercâmbio entre organismos existentes nos arquipélagos remanescentes, pois o que estabelece os fluxos e movimentos funcionais por meio da paisagem e em processos de mudanças de alcances futuros é o padrão estrutural de fragmentos, corredores e da matriz que constituem a paisagem (FORMAN, 1995).

Para estabelecer a movimentação de organismos e facilitar o fluxo gênico entre populações existentes em remanescentes florestais isolados, os corredores ecológicos são ferramentas de gestão territorial que aumentam as chances de sobrevivência a longo prazo, além de garantir a manutenção de processos ecológicos e evolutivos como base para conservação e sustentabilidade do habitat (AYRES et al., 2005). A eficiência de um corredor ecológico está na elaboração de rotas adequadas à dispersão e deslocamento de organismos que constituem uma paisagem heterogênea, atendendo aos objetivos estabelecidos em relação a área a ser protegida (GUTIÉRREZ-YURRITA, 2006). São importantes estratégias de caráter mitigatório que atuam sob os efeitos da fragmentação florestal, no intuito de promover a recuperação de áreas degradadas e desenvolver a conservação da biodiversidade causada pelo crescimento antrópico desordenado que provocam a fragmentação e reduzem a conectividade natural (ARAÚJO & BASTOS, 2019).

As unidades de conservação desenvolvem um papel fundamental na redução da perda de ecossistemas florestais, por aumentarem a proteção de áreas de importância ecológica e reduzirem atividades prejudiciais ao meio ambiente. São consideradas como o principal mecanismo de preservação de espaços naturais, quando em quantidade e tamanho suficientes, por comumente abrigarem amostras significativas de remanescentes florestais e assegurar a viabilidade de suas populações (PAGLIA et al., 2004; AYRES et al., 2005). No Brasil, a lei nº 9.985/2000 institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), dispositivo legal que intensifica o papel das UC e estipula abordagens e normas para a criação, implantação e gestão dessas unidades federais, estaduais e municipais (BRASIL, 2000; SILVA et al., 2013). Porém, a criação de UC torna-se morosa em função do elevado custo, dando espaço ao setor privado, que tem sido imprescindível à conservação *in situ* da biodiversidade, especialmente na região da Mata Atlântica (PINTO et al., 2006).

Devido ao alto grau de endemismo e das constantes ameaças ao ecossistema, o Bioma Mata Atlântica abriga diversas espécies de importância global (PINTO et al., 2006). Ocorrem no bioma aproximadamente 260 espécies de mamíferos, dentre esses 24 são primatas, sendo 17 destes endêmicos (RYLANDS et al., 1996; MITTERMEIER et al., 1999; MYERS et al., 2000). A destruição do habitat natural, também associados à caça predatória, desses animais de hábito arborícola fizeram com que 70% das espécies de primatas da Mata Atlântica se aproximassem da extinção (MACHADO et al., 2008). Logo, programas de conscientização e educação ambiental são de extrema importância para o sucesso da recuperação desse ecossistema e de organismos nele presentes, por auxiliarem a população a compreender a relação entre sociedade e natureza.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, T.M.S.; BASTOS, F.H. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: aportes teóricos e conceituais. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 21, n. 2, p. 716-729, 2019. Doi: <https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.575>
- AYRES, J.M.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; QUEIROZ, H.L.; PINTO, L.P.; MASTERSON, D.; et al. Os Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil. 3. ed. Sociedade Civil Mamirauá - SCM. 2005. 258 p.
- BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021
- FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133-142. 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00133027>
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Relatório Anual. 2019. <<https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/09/Relat%C3%B3rio-Anual-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica-2019.pdf>> Acesso em: 13 de outubro de 2020.
- GUTIÉRREZ-YURRITA, P.J. Los corredores ecológicos como herramienta para paliar los efectos negativos del cambio climático sobre la biodiversidad. **Ambiente y Ecología**, p. 55-63, 2006.
- LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, p. 107–116. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- MACHADO, A.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1a. Ed. 2 vols. Brasília, DF, Belo Horizonte, MG: **MMA e Fundação Biodiversitas**. 1420pp. 2008.
- MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; ROBLES-GIL, P.; MITTERMEIER, C.G. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 1999 pp.431, pp. ref.10 pp. **CEMEX**, México.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. da; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>
- OLIVEIRA, R.A. de; CUNHA E SILVA, D.C.; SIMONETTI, V.C.; STROKA, E.A.B.; SABONARO, D.Z. Proposição de Corredor Ecológico entre duas Unidades de Conservação na Região Metropolitana de Sorocaba. **Revista do Departamento de Geografia**, V. 32, p. 61-71. 2016. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v32i0.116467>
- PAGLIA, A. P.; PAESE, A.; BEDÊ, L. C.; FONSECA, M.; PINTO, L. P.; MACHADO, R. B. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata

Atlântica. *In*: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2004, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004, p. 39-50.

PEREIRA, I.M.; VAN DEN BERG, E.; PINTO, L.V.A.; HIGUCHI, P.; CARVALHO, D.A. de. Avaliação e proposta de conectividade dos fragmentos remanescentes no Campus da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 16, n. 3, p. 305-321. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602010000300007>

PINTO, L.P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. In book: **Biologia da conservação: Essências**. Edition: 1 Publisher: Rima Editora Editors: Carlos Frederico Duarte Rocha, Helena Godoy Bergallo, Monique Van Sluys, Maria Alice Santos Alves 2006.

PINTO, L.P.; PAGLIA, A.; PAESE A.; FONSECA, M. O papel das reservas privadas na conservação da biodiversidade. In **RPPN: Conservação em Terras Privadas – desafios para a sustentabilidade**. Rodrigo Castro & Maria E. Borges (orgs.). Edições CNRPPN. Planaltina do Paraná. 2004.

RYLANDS, A.B.; FONSECA, G.A.B.; LEITE, Y.L.; MITTERMEIER, R.A. 1996. Primates of the Atlantic Forest, origin, distributions, endemism, and communities. Em: **Norconk**, P., editor. *Adaptive Radiations of Neotropical Primates*. Plenum Press, New York. pp. 21–51. DOI: 10.1007/978-1-4419-8770-9\_2

SILVA, A.C.C.; PRATA, A.P.N.; SOUTO, L.S.; DE MELLO, A.A. Aspectos de ecologia de paisagem e ameaças à biodiversidade em uma Unidade de Conservação na Caatinga, em Sergipe. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.3, p.479-490. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000300011>

WILCOVE, D.S.; MCLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. *In*: SOULÉ, M.E. **Conservation Biology**. 1986. pp. 237-56. Sunderland, MA: Sinauer.

## **CAPÍTULO 1**

### **Corredores ecológicos: conceitos, eficiência e aspectos legais**

## **CAPÍTULO I – CORREDORES ECOLÓGICOS: CONCEITOS, EFICIÊNCIA E ASPECTOS LEGAIS**

### **RESUMO**

As atividades antrópicas têm provocado constantes transformações na cobertura florestal, originando paisagens fragmentadas de baixa qualidade e cada vez mais isoladas, o que tem prejudicado a persistência de espécies, principalmente as consideradas especialistas. Logo, a capacidade de indivíduos em cruzar matrizes hostis é determinante para que populações consigam sobreviver em remanescentes florestais. Uma estratégia de recuperação ambiental é a implementação de corredores ecológicos como ferramenta para promover a movimentação de fauna e restaurar a conectividade da paisagem. O objetivo desse estudo é mostrar diferentes perspectivas relacionadas a definições, eficiência e leis aplicadas a corredores ecológicos no decorrer dos anos, principalmente relacionados ao reestabelecimento da conectividade de fragmentos florestais na Mata Atlântica e em outros biomas brasileiros e ao processo de implementação desses corredores. O capítulo foi desenvolvido através de uma pesquisa bibliográfica de caráter exploratório e seletivo, priorizando publicações a partir de 1990. As palavras-chave utilizadas foram: fragmentação florestal; biodiversidade; corredores ecológicos; primatas; e Mata Atlântica; em português e em inglês. Os principais portais utilizados para pesquisa foram Scielo, Web of Science, Google Scholar e Research Gate. As palavras-chave foram combinadas aleatoriamente para realizar o levantamento bibliográfico, resultando na pré-seleção de 163 artigos. Dentre esses, foram selecionados 16 artigos para o tópico I, 23 artigos para o tópico II e 16 artigos para o tópico III, obtendo uma média de 18 artigos considerados principais, ou produções acadêmicas similares, de acordo com a aderência ao tema de cada tópico. A revisão de literatura abordou os corredores ecológicos a fim de compor os tópicos estabelecidos neste capítulo, sendo eles: (I) Fragmentação florestal e conceitos sobre corredores ecológicos; (II) Eficiência de corredores ecológicos na conservação da biodiversidade e (III) Políticas públicas aplicadas aos corredores ecológicos e sua influência na proteção ambiental. De acordo com o exposto no capítulo, é notável o potencial de corredores ecológicos para a recuperação e manutenção da biodiversidade, no entanto, estudos prévios de impactos ambientais são necessários para mitigar os impactos negativos que os corredores também podem proporcionar ao ecossistema. O planejamento de gestão da paisagem ocasiona uma integração do meio rural e urbano com medidas conservacionistas, através da educação ambiental, propostas de integração com agricultura e

remuneração por serviços ecossistêmicos. Conflitos políticos e sociais, a falta de organização e interesse do poder público, a fiscalização falha das áreas protegidas tem prejudicado a conservação de áreas prioritárias. Assim, a aplicação das leis que abordem corredores ecológicos é fundamental para que cada vez mais essa ferramenta deixe de se apresentar como uma exigência para preservar o ambiente e passe a ser um pensamento que venha de forma natural à conservação.

**Palavras-chave:** corredores ecológicos, fragmentação, conservação

## INTRODUÇÃO

A transformação da paisagem por atividades antrópicas ocasiona a perda de ecossistemas e converte a vegetação em pequenos fragmentos, alterando a configuração original da paisagem (HANSKI, 2015; GALÁN-ACEDO et al., 2019). O processo de fragmentação florestal reduz a qualidade total da vegetação e isso têm aumentado as ameaças à riqueza da biodiversidade, agravando ainda mais as taxas de sobrevivência em diferentes regiões do mundo (HANSKI, 2015). A perda da cobertura florestal prejudica organismos em sua busca por alimentos ao reduzir a disponibilidade no habitat às espécies, principalmente as consideradas especialistas (FAHRIG, 2013).

Indivíduos que antes se locomoviam através de uma vegetação contínua agora encontram barreiras (rodovias, taludes, barragens artificiais, como exemplo) que dificultam a permanência no habitat. Uma paisagem alterada em sua composição inicial gera uma matriz perturbada de efeitos impactantes pouco conhecidos em espécies florestais ameaçadas e especialistas (ESTRADA et al., 2017). Essa variação espaço-temporal exercida sobre o arranjo do habitat dificulta processos de colonização, dispersão de espécies no meio e trocas genéticas na paisagem modificada, necessárias para analisar a dinâmica populacional de espécies (WATTS et al., 2015). Assim, a manutenção de espécies nos remanescentes florestais depende da capacidade que indivíduos tem de cruzar matrizes hostis em busca de ecossistemas favoráveis ao desenvolvimento da espécie (WATTS et al., 2015).

Habitats fragmentados perdem a conexão devido ao distanciamento provocado pela redução da cobertura florestal. Portanto, uma estratégia para reduzir os efeitos causados pela fragmentação é reestabelecer a conectividade para preservação dos remanescentes de maior proximidade e em áreas agrícolas (MAGIOLI et al., 2016). A introdução de corredores ecológicos como técnica de recuperação ambiental tem sido um método viável para manutenção da biodiversidade e conexão dos fragmentos florestais (SEOANE et al., 2010). Espécies separadas por fragmentos conseguem percorrer a matriz da paisagem através da conectividade estabelecida entre eles, o que torna possível a continuidade do número de espécies, permitindo o resgate de populações marginais afetadas por esse processo (MARTENSEN et al., 2008).

A conectividade de remanescentes, através da gestão integrada de um corredor ecológico, possibilita o fluxo de indivíduos e de genes ao preservar ações ecológicas e evolutivas em grandes quantidades, além de promover uma economia sustentável e local (AYRES et al., 2005). Sendo assim, a composição florestal restante do fragmento influencia

na conectividade ecológica para espécies sensíveis a fragmentação, o que torna necessário avaliar e direcionar trabalhos de conservação com corredores ecológicos. (DINIZ et al., 2021). O estudo da área e das populações presentes no local selecionado para introdução de um corredor faz-se necessário, devido as características específicas de cada organismo que podem afetar ou serem afetadas, tanto positivamente quanto negativamente, com a conexão de fragmentos antes isolados.

Fragmentos florestais estão inclusos na matriz modificada por ação antrópica, sendo ela dividida em variadas configurações de habitat, como florestas secundárias, plantios florestais, prática de agropecuária e assentamentos instalados para moradia humana (GALÁN-ACEDO et al., 2019). O manejo da área e a restauração de habitats possibilitam uma nova circulação por caminhos que auxiliam espécies mais vulneráveis na matriz (DINIZ et al., 2021). Para isso, as unidades de conservação (UC) surgiram por ação governamental com o intuito de preservar e garantir a recuperação de ecossistemas em grandes remanescentes naturais (SAITO et al., 2016). O estabelecimento de áreas protegidas de uso sustentável ou de proteção integral tornam-se um refúgio à fauna silvestre por um maior período de tempo (ESTRADA et al., 2017). Do mesmo modo, reservas particulares têm sido amplamente difundidas no meio agrícola, sendo uma importante aliada na conservação de remanescentes florestais.

As paisagens fragmentadas têm grande importância no meio ambiente, por suportar uma elevada riqueza em biodiversidade e estabelecer funções ecológicas contínuas, além de diminuir as ameaças de espécies causadas por interferências agrícolas e urbanas na matriz (MAGIOLI et al., 2016). Isso reforça a necessidade de realizar estudos além das áreas regionais, para que novas descobertas não sejam triviais em relação as condições ecológicas e habitats, mesmo que ocorram amplas alterações no ecossistema entre regiões (VILLARD & METZGER, 2013).

De acordo com o exposto anteriormente, os conhecimentos relacionados a escala ideal no habitat e reação populacional a alterações nos locais onde ocorreram interferências distintas na cobertura do solo são fundamentais ao entendimento dos efeitos nas espécies causados pela modificação da estrutura florestal (GALÁN-ACEDO et al., 2019). A falta de conhecimento científico relacionado a proteção da biodiversidade é raramente relacionada episódios de extinção, pois fatores como a instabilidade econômica, presença de crimes organizados, corrupção e indecisões políticas afetam um longo período de sustentabilidade por darem preferência a lucros de curto prazo (ESTRADA et al., 2017). A consciência do valor atribuído a biodiversidade é vista nas características da população e no custo monetário

da preservação do habitat, além dos serviços ambientais fornecidos aos habitantes para geração de renda, oportunidades de emprego e redução dos problemas sociais, a fim de moldar um futuro sustentável a todos (JOLY et al., 2019). A educação ambiental torna-se uma ferramenta de inclusão social ao aproximar o ser humano sobre a importância que a preservação dos ecossistemas tem como benefício mútuo. Promover atividades sustentáveis para o estabelecimento de corredores ecológicos é indispensável, sendo elas a agropecuária de origem orgânica, plantio de árvores frutíferas, utilização de sistemas agroflorestais e artesanato; também estratégias de adaptação ambiental, como ecoturismo, legalidades referentes a reserva legal, proteção de APPs e estímulo a criação de reservas particulares (LOUZADA et al., 2012). A observação de aves é um bom exemplo de proposta do turismo ecológico que vem crescendo mundialmente e movimenta bilhões de dólares, capazes de amparar o mercado do ecoturismo (LAMAS, et al., 2018). Com isso, a produção econômica atual e futura tem sua capacidade vinculada a cuidados na preservação ambiental e depende da contribuição ligada aos serviços ambientais que resultam em uma maior eficiência dos programas de conservação (JOLY et al., 2019).

Várias informações estão contidas na literatura e apresentam conceitos, teorias e descrições sobre a temática de corredores ecológicos no Brasil e no mundo. Sendo assim, este capítulo busca compilar os conhecimentos adquiridos ao longo dos anos relacionados a corredores ecológicos e está dividido em três tópicos: os principais conceitos e teorias de corredores ecológicos enfatizando o processo de fragmentação; a eficiência desses corredores na manutenção da biodiversidade e conservação da natureza; e os principais fatores que influenciam na introdução de corredores ecológicos quanto a leis, normas e decretos referentes a políticas públicas no Brasil.

## **OBJETIVO GERAL**

Este estudo foi desenvolvido através de uma pesquisa bibliográfica de caráter exploratório com o objetivo de mostrar diferentes perspectivas relacionadas a definições, eficiência e leis aplicadas a corredores ecológicos no decorrer dos anos, principalmente relacionados ao reestabelecimento da conectividade de fragmentos florestais na Mata Atlântica e em outros biomas brasileiros e ao processo de implementação desses corredores.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A revisão de literatura abordou os corredores ecológicos a fim de compor os tópicos estabelecidos neste capítulo. As buscas por trabalhos relacionados à essa temática foram realizadas em 2020, ao longo de três meses de pesquisa. Artigos do ano de 2021 também foram incluídos posteriormente. Os principais portais utilizados para pesquisa foram Scielo, Web of Science, Google Scholar e Research Gate. As palavras-chave utilizadas foram: fragmentação florestal; biodiversidade; corredores ecológicos; primatas; e Mata Atlântica; em português e em inglês. O critério para a escolha das palavras-chave foi a recorrência desses termos ou palavras em diversas publicações sobre corredores ecológicos. Foram considerados trabalhos independentes do ano de publicação, porém os estudos publicados a partir da década de 1990 foram priorizados. Também houve a inclusão de alguns autores, especificamente, pela sua relevância científica para a temática proposta.

Os artigos selecionados para compor os temas de cada tópico foram definidos de acordo com as informações consideradas essenciais a respeito de corredores ecológicos, sendo os tópicos: (I) Fragmentação florestal e conceitos sobre corredores ecológicos; (II) Eficiência dos corredores ecológicos na conservação da biodiversidade; e (III) Políticas públicas aplicadas aos corredores ecológicos e sua influência na proteção ambiental. Os métodos de leitura utilizados foram a leitura exploratória e a seletiva, possibilitando a elaboração de um banco de dados contendo informações sobre autores, periódicos, ano de publicação e conteúdo relacionado ao assunto.

O presente estudo baseou-se nos trabalhos selecionados, bem como na Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), e na Resolução CONAMA nº 09, de 1996, que define o conceito de corredores remanescentes. Os autores consultados para compreensão dos conceitos relacionados aos corredores ecológicos foram Hanski (1999); Laurance & Laurance (1999); Pardini et al. (2005); Ayres et al. (2005); Martensen et al. (2008); Bennett & Saunders (2010); Seoane et al. (2010); Louzada et al. (2012); Mello (2013); Watts et al. (2015); Hanski (2015); Santos et al. (2018); Araújo & Bastos (2019); Pliscoff et al. (2020); Thiago et al. (2020); e Diniz et al. (2021).

Quanto a conservação e eficiência de corredores ecológicos, autores como Laurance & Laurance (1999); Forman et al. (2003); Pardini et al. (2005); Ayres et al. (2005); Aguiar et al. (2007); Coelho et al. (2008); Fonseca et al. (2009); Ribeiro et al. (2009); Tabarelli et al. (2010); Alarcon et al (2011); Estrada et al. (2012); Brito (2012); Mello (2013); Asare et al.

(2014); Laurance et al. (2014); Lewis et al. (2015); Magioli et al. (2016); Arroyo-Rodríguez et al. (2017); Estrada et al., (2017); Paviolo et al. (2018); Galán-Acedo et al. (2019); Grande et al. (2020) e Santana et al. (2020) foram selecionados.

Em relação a políticas públicas, Beier & Noss (1998); Paglia et al. (2004); Pinto et al. (2004); Ayres et al. (2005); Alarcon et al. (2011); Beier & Gregory (2012); Alarcon et al. (2016); Pereira & Cestaro (2016); Saito et al. (2016); Rodrigues (2017); Estrada et al. (2017); Rodrigues et al. (2018); Santos et al. (2018); Poubel & Campos (2019); Joly et al. (2019); e Caneppele et al. (2020) fazem parte dos trabalhos selecionados. Também foram acrescentadas referências bibliográficas citadas nos artigos considerados como principais, dos três tópicos que tivessem relevância para melhor compreensão e desenvolvimento do texto.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

As palavras-chave foram combinadas aleatoriamente para realizar o levantamento bibliográfico, resultando na pré-seleção de 163 artigos. Dentre esses, foram selecionados 16 artigos para o tópico I, 23 artigos para o tópico II e 16 artigos para o tópico III, obtendo uma média de 18 artigos considerados principais, ou produções acadêmicas similares, de acordo com a aderência ao tema de cada tópico. Esse método de pesquisa tem como vantagem a compilação de informações relevantes historicamente e em dias atuais. A análise de trabalhos acadêmicos e científicos possibilita o desenvolvimento crítico e permite a compreensão acerca dos temas abordados. Os três tópicos foram elaborados para melhor compreensão da temática de corredores ecológicos relacionados a conceitos, eficiência e aspectos legais.

### **TÓPICO I – FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONCEITOS SOBRE CORREDORES ECOLÓGICOS**

#### **Introdução sobre corredores ecológicos e influência da fragmentação florestal na paisagem**

Os corredores ecológicos começaram a ser debatidos no Brasil no início da década de 1980, alinhado a temática das ilhas de biodiversidade, em razão da relevância dada ao processo de degradação e fragmentação dos ecossistemas (ARAÚJO & BASTOS, 2019). O isolamento de fragmentos florestais e a redução da conectividade entre os habitats é observado na maioria dos biomas do mundo e tem provocado perdas na sobrevivência de populações dependentes do ecossistema (MELLO, 2013).

A fragmentação de remanescentes naturais pode ser definida como um processo de transformação onde uma grande extensão de ecossistema é reduzida a pequenas manchas isoladas de menor área total, o que faz com que a matriz de paisagem se torne diferente da original (WILCOVE et al. 1986; MELLO, 2013). Essa fragmentação gera mosaicos com um alto grau de heterogeneidade entre si, o que prejudica a quantidade e qualidade da área acessível a sobrevivência de indivíduos, especialmente quando o ambiente possui espécies endêmicas e com risco de extinção (PINTO et al., 2006).

Um fragmento é considerado distante ou isolado conforme o tamanho do intervalo entre os habitats e pela quantidade de conectivos no meio (AYRES et al., 2005). Para que

populações resistam aos efeitos da fragmentação é preciso que indivíduos sejam capazes de atravessar matrizes degradadas para atingir habitats considerados adequados à sobrevivência (WATTS et al., 2015). Logo, o processo de fragmentação interfere na movimentação de indivíduos entre os fragmentos e essa dificuldade de transição é proporcional aos danos sofridos pelo grau de isolamento em que o fragmento se encontra (AYRES et al., 2005). Ele também altera os padrões de polinização e dispersão de sementes, ocasionando mudanças na estrutura genética e na diversidade de populações da fauna e flora (SEOANE et al., 2010).

Assim, corredores ecológicos têm sido utilizados como alternativa para minimizar o processo de fragmentação e possibilitar o tráfego de fauna na paisagem degradada a fim de contribuir com a manutenção da biodiversidade (SEOANE et al., 2010). Eles são ferramentas planejadas para integrar áreas protegidas, remanescentes florestais e comunidades ecológicas, em escala regional, dependente do grau de permeabilidade da matriz (AYRES et al., 2005).

A redução da vegetação em fragmentos cria barreiras que dificultam a distribuição de indivíduos, reduz a variabilidade genética e altera a adaptabilidade das espécies ao meio (THIAGO et al., 2020). Com isso, a conservação de remanescentes florestais, em termos de quantidade e qualidade, e a criação de áreas protegidas garante a sobrevivência a longo prazo de organismos presentes no ecossistema florestal (MITTERMEIER et al., 2004). A existência de áreas protegidas interligadas através de redes de corredores ecológicos aumenta a conservação da biodiversidade e enfatiza a importância de áreas protegidas de uso sustentável para conservação da conectividade entre remanescentes (MELLO, 2013; DINIZ et al., 2021).

A implantação e restauração de corredores ecológicos são consideradas como soluções viáveis para conectar ecossistemas fragmentados, principalmente em florestas tropicais (SEOANE et al., 2010). Espécies podem se locomover entre as manchas florestais quando há condições favoráveis para conectar paisagens fragmentadas, o que favorece a conservação da biota e beneficia a recuperação ou resgate de populações marginais, mesmo em pequenos fragmentos (MARTENSEN et al., 2008).

### **Conceitos e definições de corredores ecológicos**

Corredores ecológicos são ferramentas de conservação recentes que promovem a conexão de habitats e locomoção da fauna em um meio degradado ou inóspito ao desenvolvimento de populações consideradas viáveis. Diversos autores, ao longo do tempo,

têm apresentado variações sobre a definição de conceitos, estratégias e planejamento de corredores para explicar a origem do termo.

Santos et al. (2018) citam diversos autores que compartilham os mesmos conceitos em uma diferente perspectiva de tempo quando comparado ao conceito atual. Esses autores definem corredores ecológicos como faixas de vegetação que ligam fragmentos florestais ou unidades de conservação (UC) separados por excessiva atividade antrópica, recuperando o fluxo gênico entre a biota, além de condicionar funções e processos do ecossistema. A classificação de corredores de circulação também trabalha o conceito de remanescentes lineares de vegetação com alta diversidade florística que também funcionam como habitats para mamíferos arborícolas, por exemplo (LAURANCE & LAURANCE, 1999).

Segundo considerações apresentadas por Ayres et al. (2005), entende-se por corredor ecológico como sendo grandes extensões de ecossistemas florestais que possuem, em sua maioria, unidades de conservação e comunidades ecológicas presentes como forma de delimitar a área proposta ou já existente, sendo biologicamente prioritários na Amazônia e na Mata Atlântica. A presença de corredores nas florestas apresentadas por Ayres e colaboradores vem sofrendo grande devastação por atividades antrópicas e devido ao seu alto grau de endemismo necessitam de atenção especial, mas esse fato não impede outros biomas de utilizarem corredores como ações de proteção e recuperação de áreas. Ao levar alguns critérios em consideração, Martensen et al. (2008) definiram para o propósito de seu trabalho, corredores ecológicos como estruturas lineares florestais de largura menor ou igual a 100 metros

Seoane et al. (2010), em seu artigo sobre a “utilização de corredores ecológicos como recurso à desfragmentação de florestas tropicais”, cita a definição de corredores dada por Hilty et al. (2006) como elementos de paisagem que ampliam a capacidade de movimento dos organismos pelas manchas florestais restantes no habitat. Para Louzada et al. (2012), matas ciliares e faixas marginais de vegetação definidas por lei assumem o papel de corredores quando a conexão entre remanescentes é possível, principalmente quando envolvidas unidades de conservação e áreas de preservação permanente (APP). Em análises mais recentes, para Araújo & Bastos (2019) corredores ecológicos são tidos como estratégias que amenizam os impactos ao meio ambiente e visam o ordenamento da ocupação humana no território, a fim de manter as funções ecológicas do ecossistema.

Em 1996, o conceito de corredor ecológico foi definido em lei, de acordo com a Resolução do CONAMA nº 09/96, na qual declara que um corredor ecológico é definido como uma faixa de cobertura vegetal presente entre remanescentes de vegetação primária em

estágio médio e avançado de regeneração, que seja capaz de servir como área de trânsito de fauna e fornecer habitat nesses remanescentes (BRASIL, 1996). Promover a implantação de corredores tem se tornado necessário por elevar a conservação da biodiversidade e ser uma ferramenta substancial à proteção ambiental, sendo pertinente ao Estado efetivá-los como forma de estratégia e ação para mitigar impactos ambientais (LOUZADA et al., 2012).

Pouco tempo depois, em 18 de julho de 2000, a Lei nº 9.985 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC foi criada e nele ficou estabelecido oficialmente o conceito mais empregado no Brasil sobre corredores ecológicos (ARAÚJO & BASTOS, 2019), definindo-o como:

Art. 2º, XIX - “porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais”.

Assim, estimular a criação de áreas protegidas privadas (Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPN) e até mesmo novas categorias de conservação dentro do SNUC formam uma estratégia de grande potencial para a preservação e conectividade de remanescentes florestais (AYRES et al., 2005).

### **Corredores Ecológicos: aspectos positivos e negativos**

Animais necessitam buscar novas formas de adaptação e sobrevivência em decorrência de condições ambientais adversas. Uma das principais funções dos corredores ecológicos é aumentar o movimento de organismos constituintes da fauna e flora entre os remanescentes de vegetação. Porém, algumas espécies podem ser comprometidas por essa conexão (como o *Callithrix aurita* (MELO et al., 2018) e outras espécies de saguis, por exemplo), já que o isolamento de fragmentos, a depender da situação imposta pelo meio, é também uma forma de barreira protetiva.

O intervalo entre as manchas florestais interfere no grau de conectividade desses remanescentes. Um ecossistema que possui maior riqueza de espécies tem melhor probabilidade de se manter estável por um maior período. Corredores que ligam distâncias mais curtas (< 30 metros) apresentam maior riqueza de grupos funcionais, diferente das espécies de borda que conseguem se adaptar melhor a longas distâncias de conectividade (MARTENSEN et al., 2008). Grande parte dos organismos tendem a evitar as margens dos

fragmentos devido as alterações provocadas pelas condições bióticas e abióticas provocadas pelo efeito de borda (THIAGO et al., 2020). Essas condições mostram a necessidade de criar uma maior rede de corredores ecológicos, principalmente em relação as características de comprimento e largura dos corredores e quantidade de redes estabelecidas. De acordo com a Resolução do CONAMA nº 9/96 que define “corredores remanescentes” em lei, cita:

Art. 3º: A largura dos corredores será fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima será de 100 m. Parágrafo único. Quando em faixas marginais, a largura mínima estabelecida se fará em ambas as margens do rio.

Porém, estudos ao longo do tempo mostram que corredores com 100 metros de largura são considerados estreitos e tem sua finalidade de movimentação de fauna comprometida, principalmente pelo efeito de borda (BEIER & GREGORY, 2012). No trabalho apresentado por Laurance & Laurance (1999), dos seis indivíduos estudados, cinco estiveram presentes em remanescentes lineares com larguras inferiores a 100 metros. Porém, a depender do grau de exigência e sensibilidade da espécie a fragmentação (como apresentado pelos indivíduos da espécie *Hemibelideus lemuroides* no estudo), foram propostos pelos autores que corredores ou remanescentes lineares próximos a vegetação contínua tenham larguras superiores a 200 metros.

Outro fator de elevada importância advém da bagagem genética que cada indivíduo carrega. Com a redução da cobertura florestal, espécies começaram a sofrer as consequências do isolamento, externamente visível em quesitos ambientais e muitas vezes prejudiciais internamente em termos biológicos. A migração promove o fluxo gênico através da movimentação de indivíduos entre populações, o que permite a homogeneização e aumenta a variabilidade genética dentro dessas populações (SEOANE et al., 2010). Se a população permanece isolada, a fragilidade dos organismos a acidentes ambientais ou demográficos aumenta, podendo levar espécies à extinção local, regional ou completa no ecossistema (AYRES et al., 2005). Assim, fragmentos florestais isolados apresentam um aumento na riqueza de espécies quando conectados por corredores ecológicos devido ao movimento de indivíduos e a manutenção da carga genética (PARDINI et al., 2005).

No entanto, um fator que pode ser prejudicial a espécies confinadas em uma mancha florestal é a conexão com outro fragmento possibilitando o contato com outras espécies antes separadas pela distância entre os remanescentes. A partir do momento que esses organismos entram em contato, vários distúrbios na comunidade podem ocorrer, principalmente relacionados a competição interespecífica, distúrbios provocados pela predação excessiva,

estabelecimento de espécies invasoras, transmissão de patógenos e até mesmo ocasionar perdas na bagagem genética devido ao processo de hibridação, aumentando o risco de extinção da espécie. Por isso, torna-se necessária uma análise criteriosa da região de implantação do corredor para que sejam selecionadas áreas que possuam menor interferência no ecossistema afetado pelo isolamento do remanescente.

### **Teoria da Biogeografia de Ilhas e Teoria das Metapopulações: contextualização no cenário de corredores.**

A utilização de corredores ecológicos como forma de conexão entre reservas foi abordada na época por Preston (1962), sendo também um dos primeiros a estudar a relação entre o número de espécies e o tamanho de seus habitats (MELLO, 2013). No entanto, pode-se dizer que o interesse na conservação de habitats através do estabelecimento de conectividade entre fragmentos teve início a partir da conceituada teoria da biogeografia de ilhas estabelecida por MacArthur & Wilson (1967). O modelo descrito relaciona a quantidade de espécies que habitam uma ilha, assim como a área e grau de isolamento da ilha (BENNETT & SAUNDERS, 2010). Em uma visão geral, ele explica a relação entre taxas de imigração e extinção do número de indivíduos, suas causas e consequências, principalmente quanto ao tamanho das ilhas e o grau de isolamento que afeta as populações. Assim, ilhas menores e isoladas teriam o número de espécies reduzidos quando comparados com ilhas maiores e próximas umas das outras (ARAÚJO & BASTOS, 2019). Essa teoria mostra que a conectividade entre fragmentos florestais, descrita de acordo com conceitos sobre ecologia populacional, é medida pela menor distância alcançada por uma grande população existente (HANSKI, 1999). Ou seja, distâncias menores entre manchas de vegetação proporcionam maiores chances de sucesso para a sobrevivência de espécies quando estabelecida a conectividade desses fragmentos isolados.

A teoria descrita por MacArthur & Wilson (1967) indica que fragmentos de pequenos tamanhos mantêm um menor número de espécies e populações do que fragmentos florestais maiores; que conforme o isolamento da ilha, a riqueza de espécies diminui; e comunidades continentais equivalentes são mais ricas que comunidades insulares (SEOANE et al., 2010). Segundo o estudo dos autores, existe um equilíbrio dinâmico que influencia na riqueza de espécies em uma ilha e ele é representado pela relação entre taxa de ocupação de novas espécies e a taxa de extinção de espécies já existentes na ilha (BENNETT & SAUNDERS, 2010). A uniformidade entre clima e topografia também influencia no conjunto

de ilhas, pois a quantidade de indivíduos exclusivos no táxon de uma ilha qualquer aumenta linearmente conforme o tamanho da área do arquipélago (MACARTHUR & WILSON, 1967). Logo, entende-se que a matriz circundante é alterada frequentemente pelas mudanças na paisagem causadas pelo processo de fragmentação e isso afeta diretamente a dinâmica de migração e sobrevivência de espécies (BENNETT & SAUNDERS, 2010).

Novas pesquisas foram realizadas e ideias começaram a aprimorar definições antes estabelecidas pelos estudos de preservação. Diante disso, um outro conceito surgiu a fim de suceder as informações firmadas pela Teoria da Biogeografia de Ilhas, conhecida como a Teoria de Metapopulações (SEOANE et al., 2010). Várias concepções advindas de ambas as teorias foram estruturadas por ideias presentes nos princípios conservacionistas, como a introdução ao uso de corredores ecológicos no intuito de melhorar o fluxo da biota no ecossistema (ARAÚJO & BASTOS, 2019).

Logo após a Teoria da Biogeografia de Ilhas ser findada, o ecólogo norte americano Richard Levins (1976) apresentou a Teoria de Metapopulações, onde propõe que uma metapopulação é caracterizada por um conjunto de subpopulações de tamanhos semelhantes conectadas por meio de dispersão com o intuito de minimizar os efeitos do isolamento total para estabilizar a relação entre extinção e recolonização (HANSKI 1999). No entanto, mesmo populações arranjadas espacialmente podem não fazer parte das metapopulações clássicas ou propostas por Levins (ARAÚJO & BASTOS, 2019).

Populações subdivididas são classificadas como “metapopulações”, pois espécies possuem maior possibilidade de resistir as adversidades do meio através da conectividade entre áreas que possibilitem a movimentação de várias populações locais, mesmo que ocasionalmente, o que reduz a vulnerabilidade de extinção local de pequenas populações (HANSKI, 1999; BENNETT & SAUNDERS, 2010). O processo de fragmentação florestal, seja ele de origem natural ou artificial, ocasiona um desgaste no ecossistema que leva a grandes perdas de fauna e flora fazendo com que os indivíduos restantes formem metapopulações (ARAÚJO & BASTOS, 2019). A redução da conectividade tende a ser linear, sendo inversamente proporcional a perda de habitat e a redução do tamanho de metapopulações se dá através de um limitante distinto, devido a própria dinâmica metapopulacional, não sendo relacionada a perda não linear da conexão de remanescentes (HANSKI, 1999).

A frequência de deslocamentos altera a disposição dessas populações subdivididas, onde o gradiente de uma metapopulação ocorre em diminuição ou nenhum movimento, à medida que, no outro extremo do gradiente, ocorre uma elevada taxa de movimentação

representada basicamente por uma única população fragmentada (BENNETT & SAUNDERS, 2010). Ainda segundo os autores, existem fatores que tornam fragmentos predispostos a maiores perdas, como a qualidade do remanescente e a natureza do terreno, porém são condições não usuais na teoria, onde destacam condições espaciais consideradas de maior relevância, como área do fragmento e grau de isolamento.

Como referido anteriormente, a dispersão dos organismos de subpopulações distintas é responsável pela manutenção populacional que possibilita a recolonização de remanescentes prejudicados por extinções locais, permitindo que essas metapopulações mantenham taxas de extinção e recolonização balanceadas e se mantenham viáveis em ao longo do tempo nos fragmentos (ARAÚJO & BASTOS, 2019). Populações individuais têm a conservação menos eficiente do que utilizar os métodos propostos pela Teoria das Metapopulações quanto ao manejo das espécies segmentadas em manchas de vegetação (BENNETT & SAUNDERS, 2010). Por isso, a criação de métodos desenvolvidos para melhorar a conectividade devem identificar se a influência da qualidade e estrutura do ambiente são capazes de regular a taxa de migrantes entre fragmentos com alta possibilidade de atuar sobre a sua colonização (HANSKI, 1999).

### **Manchas florestais e permeabilidade da matriz**

A dinâmica populacional é influenciada pela capacidade de um indivíduo em cruzar matrizes hostis para encontrar meios de sobrevivência em paisagens consideradas flutuantes (WATTS et al., 2015). Esse processo torna-se ineficaz se o organismo não tiver a capacidade de exercer seu papel no ecossistema em que se encontra. Assim, a resistência do movimento de uma espécie ocasionada pela paisagem fragilizada é ligada positivamente ao nível de ameaça em que a espécie se encontra (PLISCOFF et al., 2020). Cada espécie possui requisitos particulares que são determinantes para elaborar a estratégia de conectividade mais eficiente para compor a matriz (PLISCOFF et al., 2020). Quando áreas perdem a continuidade do habitat surgem manchas florestais de menores tamanhos, sujeitas ao isolamento e com maior exposição a interferências, o que gera efeitos negativos no habitat adjacente (BENNETT & SAUNDERS, 2010).

Ao modificar a matriz da paisagem, espécies necessitam buscar novas alternativas para se readaptarem ao ambiente e sobreviver a partir das novas condições impostas pelo meio alterado em que estão. Espécies tolerantes a matriz podem também ser tolerantes aos efeitos da fragmentação (LAURANCE & LAURANCE, 1999). Certas espécies tendem a não

permanecer totalmente dependentes do meio focal e conseqüentemente começam a utilizar bordas de remanescentes ou a matriz circundante, fatores que estimulam a configuração espacial e refletem na riqueza de espécies da comunidade (HANSKI, 2015). Indivíduos considerados especialistas colaboram com a conectividade de habitats a depender da distribuição topográfica, tipo e número de manchas florestais na paisagem (PLISCOFF et al., 2020). É possível entender as perdas de espécies em meios fragmentados, principalmente em áreas pequenas, através da relação espécie-área, porém sem confirmar as espécies eliminadas do ecossistema: o tamanho da área influencia na quantidade de espécies presentes no fragmento incluso em um ambiente contínuo ocasionando o desaparecimento local por esse processo (BENNETT & SAUNDERS, 2010).

Algumas espécies têm suas rotas de dispersão modeladas pela agricultura e por áreas transformadas em pastagem que impactam diretamente o ambiente do entorno (DINIZ et al., 2021). Quanto mais heterogênea for a matriz, maior será a dificuldade de espécies em realizar travessias na paisagem. Mesmo assim, paisagens com cobertura florestal reduzida e a baixa permeabilidade da matriz aumentam a importância do tamanho dos remanescentes e da implantação de corredores ecológicos (PARDINI et al., 2005). Portanto, grandes fragmentos desempenham um papel importante na matriz, assim como pequenos remanescentes também possuem importância para minimizar os efeitos negativos sobre os fragmentos isolados na paisagem (SANTOS et al., 2018).

A dinâmica de comunidades faunísticas garante a conservação de remanescentes florestais devido a função exercida pela matriz de paisagem, por fatores como tamanho e formato do fragmento e também, a conectividade proporcionada pela matriz circundante (LAURANCE & LAURANCE, 1999). Portanto, remanescentes florestais são mais sensíveis a ação antrópica, o que se faz necessário a adoção de medidas relacionadas a gestão de uso da terra a fim de preservar esses fragmentos (SANTOS et al., 2018).

### **Características dos fragmentos, efeito de borda e “trampolins ecológicos”**

Algumas características dos fragmentos florestais são cruciais para conservação e viabilidade do ecossistema. Existem duas partes importantes a serem consideradas em uma mancha florestal: a área de borda e a área-central ou núcleo do fragmento. Fragmentos de menor tamanho estão sujeitos ao efeito de borda, o que eleva a importância de medidas de reflorestamento ou isolamento da área, principalmente em fragmentos menores que 10 hectares, para redução dos impactos sofridos na borda desses remanescentes (SANTOS et al.,

2018). Pequenos fragmentos sofrem mais variações em relação a maiores fragmentos ou fragmentos conectados (PARDINI et al., 2005). São locais com menor área disponível de cobertura vegetal geralmente cercados por uma matriz de baixa permeabilidade. Mesmo que grandes fragmentos estejam presentes em menores quantidades, são eles que garantem uma maior cobertura florestal em área (THIAGO et al., 2020). A conectividade estabelecida por menores movimentações na matriz ou pelos corredores mostra-se mais eficiente do que ligação determinada por longas distâncias, quanto a variação na comunidade (MARTENSEN et al., 2008).

O núcleo da mancha florestal indica a área efetiva real ao descontar o efeito de borda de um fragmento e é considerada uma medida de qualidade de habitat (THIAGO et al., 2020). Áreas centrais tem maior extensão em grandes fragmentos, enquanto fragmentos considerados muito pequenos possuem menor distância de borda em relação a área central que podem ser minimizados pela implantação de uma zona de amortecimento ou “zona tampão” ao redor da área afetada (SANTOS et al., 2018). A redução gradativa da área central ocorre conforme o aumento do efeito de borda no fragmento (SANTOS et al., 2018). A borda do fragmento está sujeita a intempéries da natureza, como: alterações no microclima, aumento da temperatura e luminosidade, estresse hídrico, efeitos causados pelo vento, chegada de espécies invasoras e redução da umidade (THIAGO et al., 2020). Logo, organismos tendem a evitar as bordas do fragmento devido as modificações bióticas e abióticas sofridas (THIAGO et al., 2020).

O aumento da largura da borda ocasiona uma diminuição acelerada da área interna do habitat, onde a forma irregular e o tamanho reduzido dos fragmentos são os principais fatores que levam a esse processo (RANTA et al., 1998). Uma área anteriormente coberta por vegetação que sofreu perdas pelo processo de fragmentação está fadada ao efeito de borda, pois o surgimento de manchas isoladas de vegetação faz com que árvores e toda a flora antes presentes no interior da mata passem a fazer parte das extremidades desses fragmentos, o que torna o ambiente mais sensível a ações deletérias do próprio meio. A área restante do remanescente requer cautela, pois a extensão que o efeito de borda é capaz de atingir varia no fragmento, podendo ser apenas uma faixa ou consumir a mancha por completo, já que a extremidade é uma área crítica que recebe as intempéries de forma direta.

As formas dos fragmentos diferem umas das outras a depender do grau de comprometimento da paisagem por interferências bióticas ou abióticas. Usualmente, os formatos variam entre curvilíneos, arredondados, alongados ou compactos (THIAGO et al., 2020). Quanto mais próximo do formato circular, menor será a relação borda-área, onde a área central do fragmento se encontra mais afastada da borda do que em outros formatos,

principalmente os mais retilíneos (THIAGO et al., 2020). Fragmentos que possuem áreas menores que 10 hectares têm alto valor de importância para recuperação da área por medidas de reflorestamento ou isolamento que ampliem a área, já que muitos destes pequenos fragmentos sofrem total influência do efeito de borda à uma distância de 100m da margem (SANTOS et al., 2018). Se a largura da borda exceder 60m, a área total do remanescente envolto pela borda extrapola a área interna de floresta; porém, se ultrapassar o valor de 300m, é dito que apenas 6% da área relativa ao fragmento inteiro é considerada habitat interior da floresta (RANTA et al., 1998). Mesmo que a largura da borda em grandes fragmentos consuma de forma acelerada o habitat florestal interno, esses fragmentos conseguem persistir, pois a área interna restante continua com um grande tamanho em fragmentos maiores (RANTA et al., 1998; THIAGO et al., 2020).

A biodiversidade sofre os efeitos deletérios dessa redução na qualidade do ecossistema e na quantidade de área restante para a sobrevivência de indivíduos no remanescente. Organismos que dependem de uma área territorial extensa tendem a ser os primeiros extintos (SEOANE et al., 2010). Assim, maiores fragmentos são mais resistentes aos efeitos de borda e conservam uma maior área-núcleo, sendo esta essencial para preservação de espécies com alta demanda territorial (SANTOS et al., 2018). Ao conectar as manchas florestais, os corredores proporcionam uma alternativa mais segura à mobilidade dos organismos, pois possuem alta relevância para espécies com baixa mobilidade ao longo da matriz e essas tendem a ser mais vulneráveis a ações antrópicas (MARTENSEN et al., 2008).

A distância entre os fragmentos, mesmo sem qualquer contato entre eles, pode não se tornar uma barreira à movimentação de fauna. O movimento de organismos através de pequenos fragmentos ou trampolins ecológicos, conhecidos também como “*stepping stones*”, pode melhorar a conectividade da matriz ao fornecer ligações específicas entre as manchas florestais (BENNETT & SAUNDERS, 2010; SANTOS et al., 2018). Fragmentos pequenos localizadas em áreas apropriadas funcionam como trampolins ou extensões estreitas de vegetação semicontínua para intercâmbio e manutenção de espécies (DINIZ et al., 2021). Espécies atravessam a matriz através dos trampolins ecológicos utilizando-os como um refúgio contra ameaças presentes no meio. Mesmo com baixa extensão ou área limitada para a sobrevivência de uma população, esses pequenos fragmentos tornam o local mais acessível, o que possibilita a estabilização do ecossistema para espécies que sofreriam com as consequências do isolamento (DINIZ et al., 2021).

A preservação de grandes fragmentos possui um alto valor, pois o tamanho do fragmento e o grau de conectividade entre eles afetam diferentes grupos de organismos, em

especial, sua abundância no ecossistema (LAURANCE & LAURANCE, 1999). A alta conectividade em ambientes ocasionada pela proximidade entre fragmentos e pela formação de corredores tem como área total disponível aquelas que são funcionalmente conectadas (MARTENSEN et al., 2008). O enriquecimento das paisagens fragmentadas em conjunto ao desenvolvimento de trampolins através de plantios isolados ou métodos de restauração florestal contribui com para a recuperação da permeabilidade da matriz reduzindo os efeitos negativos sofridos pelos fragmentos (MELLO, 2013; SANTOS et al., 2018).

## **TÓPICO II – EFICIÊNCIA DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

### **Corredor Central da Mata Atlântica: um exemplo para revisão de aspectos e conceitos**

Corredores ecológicos têm se tornado uma estratégia de conservação cada vez mais utilizada ambientalmente que visa a proteção e incremento de fragmentos florestais. Então, as populações remanescentes nesses fragmentos passam a buscar alternativas de sobrevivência, para aumentar o fluxo entre eles e reduzir possíveis extinções. A principal função dos corredores é promover o intercâmbio de indivíduos em habitats isolados para aumentar a movimentação entre essas áreas e favorecer a sobrevivência dos mesmos (AYRES et al., 2005). Com exceção dos Campos Sulinos (Pampas), os biomas brasileiros contam com a presença de corredores em suas regiões, em destaque os corredores relacionados a Amazônia e a Mata Atlântica (MELLO, 2013). O processo de fragmentação atinge as florestas tropicais ao transformar a paisagem em uma matriz heterogênea formada por fragmentos menores que a área original, no qual ocasiona um isolamento parcial e simplificação da comunidade faunística (RIPPERGER et al., 2014).

Corredores ecológicos são geridos no Brasil a mais de dez anos (BRASIL, 2006). O Ministério de Meio Ambiente vem desenvolvendo o conceito de corredores ecológicos no Brasil desde 1997, através de uma estratégia de conservação proposta pelo Programa Piloto para Proteção de Florestas Tropicais do Brasil (PPG-7) que cuida da situação relacionada a fragmentação, além de promover a conservação desses corredores na Amazônia e na Mata Atlântica (AYRES et al., 2005). O Corredor Central da Mata Atlântica foi planejado pelo governo brasileiro como um artifício de conservação de longo prazo para promover a combinação de áreas protegidas com produtividade agrícola (LAMAS et al., 2015; SANTANA et al., 2020). Como a região do bioma Mata Atlântica possui uma elevada

diversidade biológica, conhecido também pela alta taxa de fragmentação e pelo número de endemismos que a tornam um dos principais “*hotspots*” do mundo (MYERS et al., 2000), foi introduzido o projeto conhecido como “Corredor Central da Mata Atlântica” (AYRES et al., 2005). Ainda de acordo com Ayres et al. (2005), na área do corredor foram catalogados de 450 a 476 espécies arbóreas em apenas um hectare, considerados como os dois maiores recordes em diversidade botânica do mundo. O projeto tem como meta principal relacionar áreas protegidas e modelos alternativos de manejo de paisagem desse bioma para promover estratégias de conservação que auxiliem na preservação da biodiversidade (AYRES et al., 2005). Unidades de conservação (UC) tem sido uma alternativa para contornar o processo de fragmentação, por promover uma alta proteção aos remanescentes de vegetação. Porém, também vêm sofrendo com a falta de interesse governamental na implantação e fornecimento de recursos. Contudo, o Corredor Central da Mata Atlântica procura aumentar o potencial de áreas que possuem um certo grau de conexão para que sejam implantadas práticas de integração ecossistêmicas nas áreas consideradas prioritárias ao projeto (AYRES et al., 2005).

A extensão do corredor abrange da porção sul da Bahia até o sul do Espírito Santo de acordo com as coordenadas de latitude 13° 0' 6" e 21° 18' 36" S e de longitude 41° 52' 43" e 37° 16' 40" W, percorrendo mais de 21,3 milhões de hectares em território brasileiro. A quantidade de áreas protegidas totaliza 245 unidades de conservação, incluindo uma área continental de 13,3 milhões de hectares. A maioria dessas UC são Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e somam 59,2% (145) do total de unidades de conservação, no entanto somente 2,13% (293,37 km<sup>2</sup>) totalizam as áreas protegidas do corredor (BRASIL, 2006; SCHIAVETTI et al., 2012; SANTANA et al., 2020). É notável o valor atribuído a áreas potenciais de preservação pelo elevado número de UC existente que abrigam uma rica biodiversidade, além de também auxiliar na redução das emissões carbônicas (SANTANA et al., 2020).

Os remanescentes florestais de Mata Atlântica exibem uma maior conectividade e proteção de fragmentos vistos como mais relevantes para intensificar a movimentação de populações regionais isoladas (AYRES et al., 2005). Diversas funções realizadas no ecossistema promovido pela implantação de um corredor beneficiam espécies dependentes de condições favoráveis para serem sustentáveis. Ao contrário do corredor da Amazônia, o CCMA apresenta regiões de intensa fragmentação, onde as áreas presentes no corredor muitas vezes não se caracterizam como corredores propriamente ditos ou extensões diretas não alteradas pela paisagem (AYRES et al., 2005). Estudos relacionados a interações ecológicas e levantamentos fitossociológicos permitem uma avaliação adequada de processos biológicos e

da dinâmica de comunidades para compreensão das consequências provocadas pela fragmentação e mitigação dos efeitos negativos (KINOSHITA et al., 2006). A região onde o CCMA está inserido, compreende os estados da Bahia e do Espírito Santo que apresentam uma importante área conhecida como Mata de Tabuleiro e destaca-se pelos diversos táxons característicos da Amazônia associados ao litoral atlântico (AGUIAR et al., 2007). A fitogeografia compara esta região com a Amazônia pela grande similaridade, por apresentar árvores de grande porte e espécies epífitas, onde as florestas de tabuleiro são também distribuídas (LAMAS et al., 2018). As atividades econômicas mais relevantes praticadas no CCMA são os plantios de eucalipto, produção de café, cultivo do cacau através do sistema conhecido como “cabruca”, pecuária e turismo. (BRASIL, 2006). A diversidade de fauna no corredor central é extensa e abriga uma variada gama de espécies, muitas vezes existentes apenas no bioma. Dos indivíduos endêmicos presentes no corredor central, mais de 50% das espécies de aves são encontradas somente na Mata Atlântica e 2/3 das espécies endêmicas de primatas são representadas pelas espécies-bandeira que ocorrem no corredor central (CORDEIRO, 2003; PINTO, 2006). É válido destacar que a baixa permeabilidade ao intercâmbio de organismos não é simplesmente ocasionada pela falta de zonas de contato entre remanescentes, podendo ser contornado através de pequenos fragmentos que atuam como *stepping stones* (AYRES et al., 2005). Espécies tem sua taxa de extinção reduzida nos pequenos remanescentes em locais de intenso desmatamento através das técnicas de restauração utilizando corredores em regiões tropicais, como na Mata Atlântica (PARDINI et al., 2005).

Corredores ecológicos passam a ser uma ferramenta essencial de complemento à paisagem, porém estão sujeitos a intempéries naturais do meio e interferência antrópica. Logo, necessitam de estudos de implementação para prevenir consequências negativas no ambiente. A ideia principal é combinar alternativas econômicas às populações locais com a manutenção de recursos da natureza (BRASIL, 2006). O Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA) possui importância em diversos âmbitos sociais, econômicos e ambientais, mas a expansão de áreas agrícolas e o aumento do desmatamento tem reduzido ainda mais a vegetação remanescente, além da baixa eficiência dos órgãos de gestão e fiscalização ambiental, o que intensifica a necessidade de pesquisas para contribuir com a gestão das áreas de conservação (SANTANA et al., 2020). Para tanto, ações preventivas como o incentivo a criação de novas unidades de conservação, combate a atividades de caça na região, conservar áreas estratégicas, bem como priorizar a regeneração da paisagem tornam-se necessárias para mitigação desses efeitos deletérios ao ambiente (AYRES et al., 2005).

## **Interferência antrópica e influência da matriz à biodiversidade**

Fragmentos florestais estão presentes em uma matriz antropogênica formada por coberturas de terra distintas (GALÁN-ACEDO et al., 2019). Porém, o arranjo da matriz gera um efeito nos organismos que ainda necessita de estudos para compreender o grau de perturbação das espécies, principalmente aquelas ameaçadas de extinção (ESTRADA et al., 2017). Mesmo com as condições desfavoráveis apresentadas pela paisagem, como baixa conectividade, formação de pequenos fragmentos de vegetação, altos índices de isolamento, constante pressão agrícola na matriz de paisagem e a existência de redes rodoviárias, ainda é possível garantir a sobrevivência de um número de espécies importantes para manter o ecossistema (MAGIOLI et al., 2016).

Realizar plantios podem remodelar a composição da matriz para que ela se torne mais permeável, com o intuito de favorecer a movimentação de espécies e aumentar a capacidade de encontrar alimentos (ESTRADA et al., 2006; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Além disso, fragmentos com um maior grau de ocupação tem maiores chances de manter a estabilidade local de espécies nos remanescentes (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2009). Dessa forma, as informações abaixo foram selecionadas a fim de compilar informações sobre algumas matrizes consideradas impactantes à sobrevivência de organismos em ambientes antropizados.

### **a) Urbanização e construção de rodovias**

Áreas florestais começaram a perder espaço com o crescimento populacional, devido aos avanços da urbanização no país, especialmente em áreas continentais. Com isso, a demanda por alternativas que auxiliem no traslado humano tem surgido, sobretudo as redes de transporte rodoviário. Porém, os efeitos dessa expansão são cumulativos sobre o meio ambiente e geram apreensão quanto a processos crescentes de fragmentação da vegetação nativa, presença de espécies raras e consequências sobre ecossistemas aquáticos (FORMAN et al., 2003).

O movimento de pessoas e o transporte de mercadorias torna-se mais fácil através de estradas, pois promovem a interatividade social e auxiliam no desenvolvimento econômico e urbanístico. (FORMAN et al., 2003). No entanto, consequências são geradas devido a ampla construção de rodovias e similares, como o desmatamento induzido pela migração humana, extração e comércio ilegal madeireiro, potencialização da caça e tráfico de animais silvestres

(LAURANCE et al., 2014). Espécies de primatas com maior capacidade de dispersão conseguem se locomover através de árvores isoladas, pois estas formam degraus na matriz urbana e auxiliam no deslocamento desses indivíduos (GRANDE et al., 2020), sendo um exemplo de resiliência da fauna na matriz.

A exploração madeireira é uma das causas que impactam na redução de biodiversidade em florestas, pela elevada retirada de espécies arbóreas e maior acesso de caçadores a rodovias (LEWIS et al., 2015). Psitacídeos são um exemplo de animais que sofrem com o comércio ilegal de suas espécies em rodovias, gerando perdas de milhares de exemplares anualmente (AYRES et al., 2005). Por esses motivos, medidas de proteção ambiental passaram a ter maior importância nas tomadas de decisão quanto a implantação de políticas e redes de transporte (FORMAN et al., 2003)

Estradas e rodovias são ambientes de intensa movimentação, tanto humana quanto de animais. Espécies generalistas que se caracterizam pela abundância, alta mobilidade no habitat ou são instigadas por algum atrativo ambiental nas estradas, tendem a ser as mais afetadas pelas taxas de mortalidade em rodovias (FORMAN et al., 2003; COELHO et al. 2008). A intensidade de tráfego rodoviário e a alteração na intensidade e presença de espécies em certos períodos do ano influenciam na mudança temporal do arranjo, riqueza e quantidade de atropelamentos de espécies (COELHO et al., 2008). Essa combinação faz com que estradas movimentadas tornem-se barreiras ao deslocamento de fauna, pois divide comunidades em pequenas populações submetidas a extinção local (FORMAN et al., 2003).

No estudo realizado por Coelho et al. (2008), os autores constataram que diferentes composições de fauna são perturbadas por atropelamentos em estações distintas do ano e táxons dominantes alteram o padrão de distribuição temporal dessas espécies. Em uma de suas observações, houve uma relação positiva entre a mortalidade de répteis e o volume médio de tráfego em rodovia, em razão da maior circulação de veículos no verão e da maior mobilidade dessa classe nesse período por serem animais exotérmicos conforme condições. Para espécies totalmente dependentes de componentes arbóreos, como a espécie *Hemibelideus lemuroides*, interferências no dossel florestal podem desfavorecer o movimento de indivíduos em um corredor (LAURANCE & LAURANCE, 1999). Constantemente vemos nas rodovias espécies de aves, lepidópteros, pequenos mamíferos que atravessam as rodovias e acabam sendo atingidos por veículos em movimento ou mortos no acostamento (observação pessoal).

O Parque Estadual da Serra do Conduru pode ser citado como um exemplo positivo à implantação de uma rodovia, como medida mitigadora de desmatamento ao processo de implantação, criando uma rede de unidades de conservação no entorno da estrada (AYRES et

al., 2005). Além das áreas protegidas, deve-se motivar um amplo planejamento da paisagem e estudos em ecologia de estradas para conter os avanços negativos das rodovias (LEWIS et al., 2015). Medidas de restauração florestal são necessárias para contribuir com a vegetação restante na paisagem, pois a terra submetida a construção de estradas sofre modificações que interferem no reestabelecimento da paisagem heterogênea (FORMAN et al., 2003).

Ademais, corredores que conectam espaços distantes para permitir o trânsito de animais podem ser cortados por rodovias ou estradas (FORMAN et al., 2003). Estruturas arbóreas ou subterrâneas que permitam o trânsito seguro de animais podem ser implantados nas rodovias. Assim, utilizar controladores de velocidade, implementar estruturas de cruzamento de estradas, monitorar o uso do solo, estabelecer medidas de proteção ao habitat e realizar campanhas de conscientização sobre os impactos negativos das estradas podem ser eficientes para conservação e redução dos riscos à biodiversidade (COELHO et al. 2008).

#### **b) Pastagem / agricultura**

Paisagens regidas por cultivo de culturas agrícolas e pastagens para criação bovina estão entre os principais ganhos econômicos nacionais e em países onde o progresso industrial ainda está em desenvolvimento. Os efeitos ecológicos causados pelo tamanho e quantidade de fragmentos no Brasil são influenciados pela distância entre eles e causam efeitos diversos na matriz circundante, principalmente pela cultura do desmatamento e em relação ao uso atual da paisagem (SCARIOT et al., 2005). A relação entre produção industrial e perda de florestas é associada à procura global por culturas arbóreas e não-arbóreas, produção pecuária e extração de madeira tropical (ESTRADA et al., 2017).

As consequências provocadas pela extração de madeira ocasionam a perda de dossel florestal, aniquilamento de plantas rasteiras e enfraquecimento de grandes espécies arbóreas essenciais para a sobrevivência de espécies que as utilizam como abrigo e fonte de alimento (LEWIS et al., 2015). A redução de áreas cobertas por vegetação conduz o movimento de fauna para outros ambientes que antes eram incomuns em seu habitat. Áreas abertas entre remanescentes florestais podem ser vistas como barreiras à dispersão e ocupação de novos locais que interferem na movimentação e no fluxo gênico na comunidade a depender da distância dos fragmentos entre si (FERRARI & DIEGO, 1995).

A diversidade funcional de mamíferos tem diminuído com o crescimento de áreas agrícolas (FLYNN et al., 2009). No entanto, espécies generalistas ou menos dependentes conseguem sobreviver ao meio hostil. Em estudos evidenciados por Alarcon et al. (2011), no estado do Rio de Janeiro a riqueza de espécies era positiva quando o tamanho de fragmentos

florestais era maior do que 100 hectares. No interior de São Paulo foi observada a utilização de remanescentes associada a matriz por carnívoros de médio a grande porte (LYRA-JORGE et al., 2008). O uso intensivo de pastagens por mamíferos pode estar associado a maior disponibilidade de presas comuns em paisagens compostas por culturas agrícolas (MAGIOLI et al., 2016). O deslocamento da fauna é facilitado pela permeabilidade da matriz em áreas de produção agrícola. Em comparações realizadas por Grande et al. (2020), estudos evidenciaram registros de macacos-prego atravessando grandes intervalos em regiões de intensa fragmentação através de paisagens degradadas ou pela utilização de corredores ecológicos não conectados em locais de pastagem. A presença de primatas que fazem o uso de plantações como fonte de alimentos tem motivado divergências entre humanos e fauna, devido a transformação de seu habitat natural por demandas agrícolas do mercado global (ESTRADA et al., 2017). O Gibão-de-bochechas-brancas-do-norte (*Nomascus leucogenys*) e do Gibão-cristado-de-hainan (*Nomascus hainanus*) são exemplos de espécies que quase foram extintas pela expansão dos plantios de borracha na China (FAN et al., 2014).

Habitats são afetados constantemente pela falta de manejo sustentável de ambientes agrícolas. Em regiões conhecidas como Campos de Altitude ocorre a descaracterização da paisagem por danos causados a biodiversidade nativa desses campos, principalmente através da cultura bovina de corte (ALARCON et al., 2011). Mesmo que os aspectos ambientais da paisagem original permaneçam, essa interferência traz consequências ambientais como a adição de espécies forrageiras exóticas e compactação constante do solo (ALARCON et al., 2011). Experimentos realizados na Mata Atlântica mostraram que aves utilizavam agrupamentos arbóreos ou árvores isoladas como repouso em distâncias maiores do que 100 metros entre fragmentos, o que evidencia a utilidade de trampolins ecológicos em áreas cobertas por pastagem, uma vez que o voo direto dessas aves seria prejudicado por longos intervalos na matriz (BOSCOLO et al., 2008).

O manejo florestal sustentável e a implantação de sistemas agroflorestais são práticas que estimulam atividades produtivas, auxiliam a preservar espécies nativas e propiciam medidas de restauração em Áreas de Preservação Permanente (APP) (ALARCON et al., 2011). Os autores sugerem que essas atividades criam uma matriz mais permeável, o que possibilita formular estratégias que sejam significativas a recuperação do ecossistema, como a presença de trampolins ecológicos na paisagem (ALARCON et al., 2011). Para conectar remanescentes florestais em áreas caracterizadas pelo predomínio de monoculturas é necessário avaliar previamente o local onde será inserido o corredor ecológico dentro dessa matriz. Santos et al. (2018) evidenciaram que áreas de pastagem estavam inclusas nos

corredores ecológicos propostos por eles e o funcionamento adequado desse corredor depende de medidas eficientes de manejo do uso do solo. Estudos de longo prazo são importantes para que corredores ecológicos possam, de fato, realizar o papel de conectividade estrutural e funcional da paisagem, a fim de promover o fluxo gênico e a conservação de espécies-chaves, permitindo que novas áreas possam ser colonizadas (ALARCON et al., 2011).

### **c) Plantios florestais**

Os plantios florestais são áreas que proporcionam uma cobertura florestal de tendência positiva ao trânsito seguro de fauna através da matriz e atua como corredor entre remanescentes de vegetação nativa. A distância entre os fragmentos cria barreiras que podem ser minimizadas pela presença de plantios florestais, especialmente para animais que percorrem grandes intervalos devido a sua extensa demanda territorial.

O bioma Mata Atlântica tem sido ameaçado por diversas alterações em sua composição florestal, incluindo a substituição da vegetação por plantações de Eucalipto (FONSECA et al., 2009; JOLY et al., 2014). Mas com a crescente preocupação ambiental, grandes empresas do setor de celulose têm buscado alternativas para reduzir impactos ambientais e compensar perdas, a fim de preservar a paisagem fragilizada. Os plantios de eucalipto comportam uma variada quantidade de espécies de florestas e pastagens consideradas históricas, por apresentarem condições bióticas e abióticas comuns a esses habitats (TAVARES et al., 2019).

Por exemplo, no estudo realizado por Paviolo et al. (2018), plantios de espécies arbóreas exóticas na Mata Atlântica não foram um obstáculo para grandes felinos, indicando que o manejo adequado dos plantios circundados por fragmentos mostra a capacidade da matriz em atuar como corredores potenciais ou exercer a função de um habitat simplificado. É possível que atividades ecológicas de sub-bosque sejam mantidas em monoculturas arbóreas de densidades similares a vegetação natural, promovendo recursos à fauna heterogênea do ecossistema (LINDENMAYER & FRANKLIN, 2002).

No entanto, o grau de ocupação no habitat pelas espécies que demandam grandes áreas é afetado pela baixa disponibilidade de alimento e pelas interações ecológicas acentuadas, como competição e predação, especialmente em florestas plantadas (PAVILOLO et al., 2018). O manejo adequado dos plantios florestais é essencial para estabelecer a conectividade entre fragmentos e hospedar organismos exigentes ambientalmente, o que mostra a limitação de práticas tradicionais de manejo florestal (FONSECA et al., 2009).

Assim, elaborar medidas de conservação torna-se uma estratégia de manejo para conduzir o equilíbrio entre conservação e produção nos plantios florestais (TAVARES et al., 2019).

#### **d) Sistemas Agroflorestais**

A implantação de sistemas agroflorestais tem se destacado no meio rural por se tratar de uma medida inovadora e sustentável que apresenta grande eficácia na melhoria de agroecossistemas (CANUTO, 2017). Produções agrícolas têm potencial para promover ambientes propícios ao convívio com a fauna e preservar terras cultiváveis por meio do uso de sistemas agroflorestais (ESTRADA et al., 2012). A interferência humana em paisagens modifica a estrutura inicial do ecossistema formando agro-mosaicos de componentes variados, como é o caso da Mata Atlântica (TABARELLI et al., 2010). Florestas existentes em uma matriz agroecológica podem ser manejadas pelas comunidades rurais através de programas nacionais com o objetivo de melhorar a subsistência dessas populações (ESTRADA et al., 2017).

Os sistemas agroflorestais visam melhorar o manejo de áreas rurais ao acrescentar diferentes componentes no sistema, como o componente arbóreo no cultivo de culturas agrícolas e na criação de animais, com o intuito de adicionar mais uma fonte de renda ao produtor e promover a sustentabilidade do meio ambiente. Diversas combinações de agroflorestas utilizando componentes arbóreos frutíferos ou para fins madeireiros são possíveis, assim como a influência do uso exclusivo de árvores nativas e elementos que favoreçam a formação de corredores de vegetação (ASENSIO et al., 2009; ESTRADA et al., 2012; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). O plantio de árvores consorciadas a pastagens também auxilia na conexão do ambiente através da distribuição de espécies arbóreas em conjunto as cercas no pasto ou atuando como cercas vivas. Outra opção são as tradicionais plantações de cacau de sombra (*Theobroma cacao*) no sul da Bahia, também conhecidas como “cabruças”, sendo uma das mais procuradas para produção e tornam-se estratégias de conservação, especialmente por desenvolver refúgios para a fauna (PINTO, 2015).

No entanto, alguns problemas estão relacionados ao manejo sustentável das cabruças, como a exploração incorreta do cacau, onde são retiradas espécies da flora nativa que necessitam da clareira para emergirem. As florestas de cacau, por mais viáveis que sejam, também são pouco semelhantes a florestas primárias, pois não sustentam uma riqueza de espécies considerável e interferem nos processos de sucessão (ROLIM & CHIARELLO, 2004). De fato, algumas espécies da fauna encontram nos corredores formados pelos sistemas agroflorestais um meio alternativo de sobrevivência. O aumento de demandas antrópicas por

recursos tropicais tem reduzido habitats de primatas a uma matriz destinada a produção (ESTRADA et al., 2012). Por exemplo, a presença de espécies arbóreas nativas ou existentes na matriz é fundamental para a conservação do macaco-aranha, pois ele necessita da cobertura florestal para trânsito e busca de alimentos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Mesmo que primatas tenham capacidade de utilizar diferentes composições da matriz, ambientes fragmentados circundados por uma matriz agroflorestal conseguem sustentar a dispersão de primatas na paisagem através de faixas lineares de vegetação dispostas em redes, como cercas vivas e corredores ecológicos ribeirinhos (ESTRADA et al., 2012; ESTRADA et al., 2017).

Por fim, é necessária uma análise cuidadosa para a criação de corredores em paisagens alteradas, a fim de garantir a eficiência deles na paisagem. A manutenção de espécies exigentes e o aumento da conectividade podem ser estabelecidos através de diferentes tipos de manejo em plantios de espécies nativas ou exóticas, sendo o processo prejudicado por atividades tradicionais de manejo (FONSECA et al., 2009). Como forma de encorajar produtores a empregar sistemas agroflorestais como uma prática comum, é sugerido a recompensa por benefícios ambientais e certificação, adicionando pagamentos por sequestros de carbono e preservação da biota florestal (ASARE et al., 2014).

#### **e) Matas ciliares e matas de galeria**

Estabelecer a conectividade de remanescentes florestais próximos é considerada uma importante estratégia para garantir a conservação de espécies em habitats fragmentados e compostos por paisagens agrícolas (MAGIOLI et al., 2016). Muitos desses fragmentos fazem parte de uma matriz modificada que são usadas por espécies dependentes de recursos florestais e podem ser recuperados através da extensão de linhas d'água (LAURANCE, 1990; LAURANCE & LAURANCE, 1999). Matas ciliares atuam como corredores de vegetação ao estabelecerem a conexão entre fragmentos diversos, o que permite um maior movimento de fauna, aumentam a diversidade funcional e promovem o fluxo gênico (MAGIOLI et al., 2016). Porém, com a ação constante do homem, esses corredores muitas vezes são a única opção de sobrevivência para que espécies florestais consigam se manter no habitat (AGUIAR et al., 2007).

A permeabilidade da matriz tem menor interferência através da preservação de fragmentos florestais e de faixas de vegetação ribeirinhas, o que sustenta a conservação de espécies nessas áreas fragilizadas, especialmente de primatas (GRANDE et al., 2020). Além disso, o cuidado em priorizar áreas reconhecidas legalmente como prioritárias, como matas ciliares e matas de galeria, é fundamental para a permanência de mamíferos existentes nesses

ecossistemas (GRANDE et al., 2020). Um bom exemplo é a presença de indivíduos como *Alouatta caraya*, *Cebus nigrinus* e *Cebus libidinosus* que já foram identificados utilizando áreas de mata ciliar em áreas de Cerrado (AGUIAR et al., 2007)

As Matas de galeria dos grandes rios possuem importância ecológica por exercer a função de corredor ao agir como refúgio para fauna em períodos de seca e facilita a dispersão (RANZI, 2000). Fragmentos florestais conectados por vegetação ribeirinha contínua abrigam maior riqueza de mamíferos característicos de ambientes arbóreos do que em fragmentos semelhantes sem conexão (LAURANCE, 1990). A expansão agropecuária transformou habitats arbóreos em mosaicos contidos às margens de rios, especialmente na Mata Atlântica, o que evidencia a relevância dos ambientes ciliares como refúgio à vida silvestre (AGUIAR et al., 2007).

Diversos ambientes possuem ocupação humana indevida em leitos de rio, o que interfere diretamente na manutenção da biodiversidade em matas ciliares, tornando necessária a participação governamental na elaboração de medidas para realocar populações ribeirinhas, retirar o gado próximo das linhas d'água com aplicação de multa, proibir a construção de moradias e promover a abertura de novas estradas como medidas para contornar a situação atual da vegetação dos rios (AGUIAR et al., 2007).

A relação entre matas ciliares e fragmentos florestais próximos é de extrema importância para estabelecer uma conexão ecológica favorável, a fim de garantir um maior valor de diversidade funcional à biodiversidade de mamíferos (MAGIOLI et al., 2016). No entanto, análises florísticas de vegetação ribeirinha mostram uma redução da diversidade de indivíduos arbóreos, o que enfatiza a necessidade de ações para recuperação e enriquecimento da vegetação, além de medidas de preservação dessas áreas. Assim, pequenos corredores podem ser implantados para interligar fragmentos através de plantios de árvores no formato de pequenas faixas, para criar uma rede de corredores conectando fragmentos e mata ciliar (AGUIAR et al., 2007).

### **Ameaças potenciais com a implantação de corredores**

Florestas nativas brasileiras sofreram uma acentuada interferência, especialmente em regiões mais planas, devido a intervenções antrópicas como o abandono de pastagens, conversão de áreas para cultivos agrícolas e florestais, intensa urbanização (RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2010), desmatamento, comércio madeireiro e entre outras formas de exploração, o que tem afetado a recuperação dos remanescentes florestais. A ocupação

humana em lugares de baixas altitudes explica a elevada presença de espécies ameaçadas de extinção em biomas como a Mata Atlântica, pois essas pequenas populações conseguem se manter viáveis em ambientes de altitude elevada (TABARELLI et al., 2010).

O uso de queimadas em áreas agrícolas para realizar desmatamentos e manejo do solo é uma tradição antiga que ainda persiste no Brasil (BRITO, 2012; CLEMENTE et al., 2017). As causas de incêndios florestais normalmente são relacionadas a origem natural, criminosa ou acidental (FERNANDES et al., 2011). As interações entre fatores bióticos e abióticos como condições climáticas, topografia, tipos de vegetação e ações antrópicas são os principais atributos que afetam os incêndios florestais no decorrer do tempo (TORRES et al., 2017). Corredores ecológicos são estruturas de tendência linear simples que podem ser facilmente eliminados do ecossistema através de incêndios florestais. Arquitetados como faixas estreitas de vegetação, o grau de proteção desses corredores pode ser considerado baixo por já estarem inseridos em uma matriz modificada. O uso do fogo causa alterações na qualidade do ar, clima, vegetação e na biodiversidade (FLANNIGAN et al., 2009; ROBINSON et al., 2013; TORRES et al., 2017). A prática cultural do uso de fogo, falta de informação sobre os efeitos provocados no meio e a fiscalização ambiental defasada ainda são grandes obstáculos para contornar essas perdas ecológicas.

Além do risco de incêndios, florestas estão sujeitas a pressões externas desfavoráveis a preservação que, assim como a perda de ecossistemas, também são agravadas por espécies invasoras, práticas de caça (LEWIS et al., 2015), competição interespecífica e aparecimento de doenças. A introdução de espécies invasoras e doenças em florestas tropicais por atividades antrópicas provocou a extinção de espécies em remanescentes, o que ocasiona distúrbios em funções ecológicas, como polinização, dispersão e predação, interferindo na manutenção da qualidade do ecossistema (LEWIS et al., 2015).

A matriz pode ser interpretada pelos organismos como um ambiente perigoso para deslocamento, já que a presença de fatores como caça e predação em áreas vegetadas e reservas faz com que populações respondam negativamente ao habitat, como é o caso dos primatas (RODRIGUES & VIDAL, 2011; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Os principais efeitos danosos da caça são distúrbios ecológicos entre espécies, além de intensificar riscos de extinção e transmissão de doenças através do consumo da carne de caça. Populações de vertebrados de menor porte passaram a ser o alvo de caçadores devido a redução da quantidade de espécies consideradas como de grande porte (AYRES et al., 2005). A intenção principal dos corredores é proporcionar extensões de vegetação que aumentem o fluxo de fauna entre os fragmentos, no entanto, também pode ser um atrativo para caçadores,

especialmente em comunidades vizinhas que possuem tradição de caça. O monitoramento do tráfico de animais, partes de corpos consideradas culturais, animais considerados como prêmios e do comércio da carne de caça fazem parte de uma rede de investigações que visa rastrear e identificar partes criminosas envolvidas com o mercado ilegal (ESTRADA et al., 2017).

A extração de árvores nativas em florestas tropicais é outro grande problema enfrentado no Brasil e tem como principal alvo as árvores de alto valor comercial e essa extração madeireira facilita rotas de acesso aos caçadores e ocasiona inúmeros danos à biodiversidade (LEWIS et al., 2015). Problemas ambientais também devem ser avaliados em conjunto com a implantação de corredores de biodiversidade, por motivos relacionados a estabilidade do ecossistema promovida pela implementação de áreas protegidas, exploração de recursos naturais e regiões de alta perturbação à fauna, como atividades de caça, pesca e tráfico de animais silvestres (BRITO, 2012).

Inúmeras são as desvantagens apresentadas Estrada et al. (2012) para grande parte das espécies se manterem habitats de elevada alteração antrópica, pois sofrem constantemente com os efeitos deletérios provocados pela perda contínua de habitat, isolamento, transmissão parasitas, propagação de doenças advindas de seres humanos e animais domésticos, aparição de cães na vegetação, aumento nos índices de predação, problema com animais silvestres invadindo plantações, presença de estradas e rodovias cortando fragmentos e corredores, menor capacidade de suporte e alterações no uso do solo. Logo, exercer a aplicação mais rigorosa das leis, aumentar a rede de fiscalizações e investir na educação ambiental em regiões com elevados índices de interferência humana são medidas que podem beneficiar e futuramente amenizar ou reverter situações de risco ambiental, até mesmo através de corredores ecológicos.

### **Utilização de corredores conectando Unidades de Conservação como estratégia para manutenção de ecossistemas**

Parques e reservas enfrentam taxas crescentes de isolamento da vegetação natural no Brasil (AYRES et al., 2005). O conceito de áreas protegidas tem sido constantemente empregado em locais considerados prioritários a conservação ambiental. O Sistema Nacional de Unidades de conservação (SNUC), Lei nº 9.985/2000 introduziu o conceito de corredores ecológicos como uma forma de conexão entre unidades de conservação (UC), diferindo do termo “corredores ecológicos” usado por outras instituições ambientais quanto modelo de

gestão (BRITO, 2012). Reservas e remanescentes de vegetação estão inseridos na matriz da paisagem exercendo importante função na conservação e na dinâmica em comunidades de vida silvestre, principalmente em relação a matriz circundante, tamanho e forma do fragmento (LAURANCE & LAURANCE, 1999).

De acordo com Brito (2012),

“Mosaicos de unidades de conservação constituem-se num modelo de gestão integrada para garantir a efetividade de ações que possibilitem a conectividade entre áreas de florestas (conservadas ou modificadas) e integrem as chamadas áreas de zonas-tampão que se conectam com a unidade de conservação (integral ou de uso sustentável)” (BRITO, 2012).

Uma rede de áreas protegidas tem sido implementada para conter as altas perdas de biodiversidade enfrentadas nos biomas brasileiros (AYRES et al., 2005). O Mosaico de Áreas Protegidas do Extremo Sul da Bahia, conhecido como MAPES, e o mosaico LAGAMAR (pertencente aos estados de São Paulo e Paraná) são exemplos de modelos de mosaicos criados para conservação da biodiversidade e desenvolvimento regional. Esse modelo de gestão integrada promove a conectividade mosaicos de diferentes usos e extensões, vulneráveis à ação antrópica, que não consideram a sustentabilidade da biota ao meio (BRITO, 2012). No entanto, ainda existem muitos empecilhos a preservação dessas unidades, em razão a hostilidade de populações do entorno e condições de adequação impostas pelo governo. Populações que habitam o entorno das unidades de conservação não aceitaram devidamente a ideia proposta pelas áreas protegidas, assim como a necessidade de preservar o ambiente (AYRES et al., 2005). Como apresentado por Aguiar et al. (2007), autoridades locais e estudos sobre áreas protegidas possuem um papel importante para a implementação adequada e conservação dessas unidades (AGUIAR et al., 2007).

Por exemplo, áreas do entorno de parques e reservas na Amazônia vivenciam impactos causados pelo acelerado desmatamento, expansão da fronteira agrícola e caça de animais silvestres, bem como conflitos que envolvem terras indígenas (AYRES et al., 2005). Em áreas de Mata Atlântica, problemas como o manejo ineficaz de áreas protegidas e o processo de fragmentação, que incluem focos de caça, prática de queimadas, turismo desordenado, invasão de grileiros, extração ilegal de vegetação nativa, dentre outros fatores ameaçam a biodiversidade a curto e longo prazo (AYRES et al., 2005). Para tanto, destaca-se a importância da implementação de corredores ecológicos que possibilitam oportunidades de

desenvolvimento sustentável e conservação da região, tal como aumentar a conexão entre unidades de conservação (AYRES et al., 2005; BRITO, 2012).

Corredores ecológicos combinados com mosaicos de unidades de conservação atuam na manutenção de ecossistemas e biomas brasileiros (BRITO, 2012). O fluxo de gênico e a movimentação de organismos são favorecidos pelo manejo integrado desses corredores, permitindo a sobrevivência de espécies e a preservação a longo prazo de processos ecológicos evolutivos (AYRES et al., 2005).

A fauna arbórea de um corredor é afetada por fatores como composição florística, topografia do fragmento, largura do corredor e conectividade estrutural (LAURANCE & LAURANCE, 1999). Para tanto, promover atividades como a agricultura sustentável em parceria com corredores podem incentivar propostas em áreas rurais consideradas como “zona tampão”, para melhorias na renda de proprietários e trabalhadores, assim como despertar o interesse em sistemas agroflorestais, promover linhas de crédito, estimular ONGs para promover orientação ambiental (AYRES et al., 2005).

### **Corredores ecológicos e sua contribuição à manutenção da riqueza de espécies**

A movimentação da fauna é comprometida pela fragmentação florestal, além de restringir a capacidade de percorrer a paisagem em busca de novos habitats, o que provoca um aumento nas taxas de competição por fragmentos de menor qualidade (VAN LANGEVELDE, 2015). Sendo assim, a conservação de grandes remanescentes possibilita uma maior proteção da vida animal e favorece propostas para reintrodução de fauna (ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2009). É cabível ressaltar que fragmentos de menor tamanho também tem sua função estabelecida na paisagem e funcionam como trampolins à biodiversidade e elevam a conectividade da paisagem (PARDINI et al., 2005; ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2009; GRANDE et al., 2020). O processo de fragmentação traz consequências a biota, como a redução do número de indivíduos e o isolamento de populações (PAVIOLO et al., 2018). Pardini et al. (2005) constataram que fragmentos isolados estruturalmente e com tamanho menor que 50 hectares mostraram uma baixa capacidade de suporte na manutenção da fauna. Logo, o estabelecimento de corredores ecológicos torna-se necessário para manter a conexão funcional de mosaicos ambientais (RIBEIRO et al., 2009).

Cada organismo exibe um tipo de resistência às condições impostas pelo meio (AYRES et al., 2005). Mamíferos que conseguem atravessar paisagens abertas aumentam as chances de colonização e de uso dos fragmentos lineares isolados (LAURANCE &

LAURANCE, 1999). Muitas espécies de aves conseguem se movimentar entre fragmentos de baixa conectividade, o que difere da resistência apresentada por grandes vertebrados e pequenos mamíferos (AYRES et al., 2005). Por exemplo, o tordo-do-bosque (*Hylocichla mustelina*) consegue ocupar nichos variados de habitat, o que demonstra uma resposta positiva deste indivíduo à perda de ecossistemas florestais, mesmo com a alteração dos níveis tróficos da paisagem fragmentada (TORRENTA et al., 2018). Corredores ecológicos também atuam como uma extensão de habitat, permitindo que espécies, como o rato-do-arroz (*Euryoryzomys russatus*), vulneráveis a perturbação ambiental sobrevivam ao diminuir o grau de isolamento imposto por matrizes de culturas agrícolas (ROCHA et al., 2011).

De acordo com Lomolino e Peralt (2000), características sobrepostas de ambientes distintos podem ser consideradas um dos motivos previstos para um maior número de mamíferos presentes no corredor de uma floresta temperada. Além disso, a grande quantidade de espécies generalistas no ambiente não consegue impedir a redução da riqueza de espécies, devido a extinção de espécies florestais obrigatórias (TABARELLI et al., 2010). A riqueza de vida silvestre é reduzida em paisagens estruturalmente simplificadas, logo, quanto menor o grau de diversidade de espécies apresentado pela cultura agrícola presente na matriz, menor será a complexidade estrutural desse habitat quando equiparado com fragmentos e corredores de biodiversidade (ROCHA et al., 2011). Esses efeitos causados na paisagem geram deficiências e dificultam a estabilidade do ecossistema. No entanto, espécies que inicialmente habitavam um certo remanescente também existiam nos corredores, o que indica que a abundância de espécies no corredor está relacionada com a riqueza de espécies nos fragmentos (ROCHA et al., 2011). A perda de um único organismo em uma população pequena e fragilizada pode trazer consequências severas, principalmente por ocasionar desequilíbrios ecológicos ao ecossistema.

Corredores ecológicos ainda possuem poucas informações sobre os custos de implantação, contudo, iniciativas de preservação podem ser estabelecidas. Uma alternativa seria alterar as rotas de expansão da fronteira agrícola para locais que ambientalmente possuem menor impacto ao meio ambiente (ESTRADA et al., 2017). Para que a implantação de corredores ecológicos seja eficiente, torna-se necessário inventários de biodiversidade nos fragmentos que estudem os hábitos das espécies presentes, as trocas genéticas entre populações e os organismos dispersores de sementes (ARAÚJO & BASTOS, 2019). Ou seja, um número superior a 80 espécies arbóreas existentes em fragmentos florestais e corredores atendem custos realistas de implantação independente da fase de degradação da área (RIBEIRO et al., 2009).

### **TÓPICO III – POLÍTICAS PÚBLICAS APLICADAS AOS CORREDORES ECOLÓGICOS E SUA INFLUÊNCIA NA PROTEÇÃO AMBIENTAL**

#### **Papel das áreas protegidas relacionadas a corredores ecológicos na conservação ambiental**

A biodiversidade brasileira sofre constantes ameaças a preservação de espécies e necessita de maior agilidade em efetivar medidas de conservação para reduzir riscos de maiores perdas, pois a situação atual é considerada uma das mais críticas do mundo (PINTO et al., 2004). Alguns biomas têm sido prejudicados pela expansão da fronteira agrícola e indevida exploração dos recursos naturais, como observado na Amazônia e na Mata Atlântica (AYRES et al., 2005). Essas interferências têm prejudicado a recuperação de ecossistemas florestais em situação crítica para conservação. No entanto, o estabelecimento de uma elevada rede de áreas protegidas no Brasil tem minimizado as perdas ocasionadas pelos processos degradantes ao meio ambiente (AYRES et al., 2005).

A criação das unidades de conservação (UC) é uma estratégia de caráter mundial que visa preservar áreas ambientalmente fragilizadas, tal qual implementar corredores ecológicos como ferramenta de redução dos efeitos causados pela fragmentação de florestas (MITTERMEYER et al., 1999; PINTO et al., 2004; CARROL et al., 2012; PEREIRA & CESTARO, 2016). A diferença entre áreas de UC, geralmente conhecidas como parques e reservas, e as áreas convencionais de habitação é o objetivo final de proteção que é fornecido (FONSECA et al., 1997). Espécies consideradas como ameaçadas de extinção aumentam as chances de sobrevivência, a partir do estabelecimento de um maior número dessas unidades, de tamanho satisfatório a permanência e conservação de populações no decorrer do tempo (PAGLIA et al., 2004).

Estudos sugerem que a conexão de redes de áreas protegidas regionais a corredores ecológicos (CE) reduz a quantidade de perdas de espécies (SANTOS et al., 2018). Esses corredores possuem finalidade social por proporcionar uma alternativa de proteção a biodiversidade e gerar melhorias dos recursos ambientais, econômicos e culturais à sociedade como um todo (PEREIRA & CESTARO, 2016). A pressão antrópica sobre o meio ambiente, devido ao aumento das ocupações urbanas, reduz áreas propícias a criação de corredores (POUBEL & CAMPOS, 2019). Conforme a vegetação nativa diminui e o processo de fragmentação aumenta, a probabilidade de uma conservação efetiva de ecossistemas torna-se

cada vez mais complexa. No entanto, a interação política quanto ao estabelecimento de áreas protegidas e corredores ecológicos no Brasil ainda se mostra frágil, pois o conhecimento defasado dessas alternativas de preservação ambiental e a pressão humana contraditória a sua implantação inviabiliza os objetivos dos órgãos públicos em criar essas áreas, ocorrendo normalmente de modo oportunístico (AYRES et al., 2005; POUBEL & CAMPOS, 2019). Um exemplo é o aumento de áreas protegidas nos países para preservação da fauna local, onde essas áreas podem favorecer a pobreza da região ao restringir a subsistência de populações que dependem dos recursos naturais (ESTRADA et al., 2017).

Logo, para findar o cumprimento dos objetivos propostos pelo uso de corredores ecológicos como ferramenta de preservação, é importante que esferas municipais e estaduais responsáveis pelo planejamento territorial proporcionem uma política pública estruturada, viabilizando a realidade social e ambiental dos corredores (POUBEL & CAMPOS, 2019). Essa participação através de uma administração eficiente das áreas protegidas pode ser baseada na geração de renda, que proporcionem benefícios à população e comunidades locais através de serviços ecossistêmicos. A combinação de uma administração eficaz e o contato com essas comunidades eleva as chances de sucesso à implantação e manutenção de algumas áreas protegidas (JOLY et al., 2019).

Outras iniciativas também presentes no país para criação de corredores são dedicadas aos biomas que ocorrem em vários estados através do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA), da organização privada Conservação Internacional (CI) e do Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG-7) (PEREIRA & CESTARO, 2016), esse último encerrado em 2009. O PPG-7 teve uma significativa contribuição para concretizar a importância de corredores ecológicos na conservação do meio ambiente, pela sua capacidade de conectar a paisagem e recuperar as florestas nativas, o que o torna uma estratégia de mitigação eficiente que contribui com o aumento da biodiversidade e da produtividade em áreas dominadas pela agricultura (JOLY et al., 2019).

### **Relação entre corredores ecológicos e leis ambientais**

A dificuldade de implantar leis ou aplicar as normas vigentes é um dos empassos que atrasam ações conservacionistas, especialmente em áreas consideradas como prioritárias, sendo que a junção dessas áreas à corredores ecológicos (CE) aumenta as chances de sucesso por envolver vários setores da sociedade, abrangendo uma escala local, estadual e regional (AYRES et al., 2005). É válido ressaltar que a implementação de CE possui aspectos

positivos e negativos que podem trazer tanto benefícios ao meio quanto conflitos em certas ocasiões, o que torna importante analisar interesses e oportunidades para equilibrar interesses de sociedade e ambiente (PEREIRA & CESTARO, 2016).

Com isso, a criação de áreas protegidas sem uma meta pré-definida de conservação não garante que espécies tenham a proteção adequada (PAGLIA et al., 2004). Para garantir uma maior eficiência de preservação da biodiversidade e a manutenção de processos ecológicos a longo prazo, é importante que essas reservas de conservação recebam incentivos de pesquisa para avaliação do ecossistema e capacidade de resiliência (FLEISHMAN et al., 2006). Todavia, a implantação de corredores ecológicos ainda está em desenvolvimento e concretizá-los em larga escala pode se tornar ainda mais complicado do que a criação de UC, fazendo-se necessária a comunicação e envolvimento de comunidades regionais para assegurar o êxito desse processo (PEREIRA & CESTARO, 2016; ALARCON et al., 2016).

Incorporar atividades de proteção com iniciativas é uma forma de contribuir para o aumento da conexão e redução do isolamento de parques e reservas (AYRES et al., 2005). Uma forma de auxiliar na proteção de recursos hídricos e da vegetação, além de agregar valor à paisagem é utilizar medidas como o pagamento por serviços ambientais (PSA), também empregado a gestão de áreas prioritárias, como RL, áreas de nascentes e matas ciliares, fragmentos florestais, entre outros (CANEPPELE, et al., 2020). Em suma, avaliar a aplicação de políticas públicas na criação de corredores em meios legais é importante, devido a lacunas na legislação ambiental e conflitos entre autoridades e direitos de propriedades, o que mostra um risco a implantação de corredores ecológicos (AYRES et al., 2005). Para designar medidas protetivas amparadas pela constituição que garantam uma segurança propriamente dita à essas áreas, foram criadas normas jurídicas para concretizar em legislação a preservação eficaz do meio ambiente.

#### **a) Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)**

A elaboração da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que define critérios de criação, implantação e gestão das UC (BRASIL, 2000). O SNUC já sofreu diversas alterações e na versão atual tem como particularidade a quantidade de novas categorias que definem as unidades de conservação no Brasil (AYRES et al., 2005). Cada uma dessas categorias possui uma atribuição ou particularidade que permite, muitas vezes, a inserção de corredores devido as características de conservação nelas estabelecidas. Essa lei também apresenta variados conceitos relacionados as áreas protegidas no Art. 2º, com destaque para a revisão os corredores

ecológicos e zonas de amortecimento. No Art. 5º é apresentada diretrizes e aborda inicialmente a função dos corredores em conjunto às UC, com a finalidade de preservar a natureza, promover o uso sustentável dos recursos naturais e elaborar práticas de recuperação e restauração de ecossistemas.

Assim, pode-se constatar que corredores ecológicos apresentam valores de conservação dos ecossistemas quando a fauna utiliza a conexão estabelecida pelos corredores na paisagem (BEIER & NOSS, 1998). Como exemplo, a rede de UC existentes na Mata Atlântica possui cerca de 700 áreas protegidas, perfazendo 13 milhões de hectares, de caráter público e privado, o que mostra um valor inferior a 2% de florestas remanescentes sob proteção integral no bioma onde mais de 87% das áreas possuem menos do que 20.000ha (PAGLIA et al., 2004). Por isso, é de grande urgência a criação de unidades de conservação, principalmente as de proteção integral, e áreas que favoreçam esse amparo em locais onde há o conhecimento de espécies ameaçadas de extinção (PAGLIA et al., 2004). Uma estratégia que vem crescendo em terras brasileiras é a criação de áreas protegidas privadas, como as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e outras categorias de unidades no SNUC (AYRES et al., 2005).

O Art. 25 da Lei nº 9.985 consta que a zona de amortecimento e corredores ecológicos (quando cabível) devem estar presentes nas unidades de conservação, exceto em Área de Proteção Ambiental (APA) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), onde cabe ao órgão responsável definir normas e limites da zona de amortecimento e dos corredores. No que tange a importância de leis ambientais e as responsabilidades atribuídas aos órgãos e instituições responsáveis, também é dever municipal e regional e de organizações não governamentais o comprometimento com ações de conservação (PEREIRA & CESTARO, 2016). De acordo com o Art. 27 do SNUC, as unidades de conservação devem possuir um plano de manejo e abranger a zona de amortecimento e corredores ecológicos, a fim de proporcionar medidas de inclusão econômica e social de comunidades vizinhas. Cabe ao órgão ambiental que represente o poder público do Estado reavaliar os zoneamentos constituídos nos Planos Diretores para revisão dos limites dos corredores ecológicos para compatibilizar projetos e medidas de recuperação ambiental com objetivos dos municípios e áreas urbanizadas (POUBEL & CAMPOS, 2019). A falta de comprometimento com os regulamentos estabelecidos pelo SNUC, como exposto no Art. 38, que resultem em danos a biodiversidade presentes nas UC, zonas de amortecimento e corredores ecológicos, estão sujeitos a penalidades previstas na lei.

O maior desafio que a política ambiental brasileira enfrenta é a falta de planejamento no uso dos recursos naturais, especialmente dos ecossistemas tropicais (AYRES et al., 2005). O SNUC possui cerca de 15% de cobertura do território nacional e inclui 561 terras indígenas que totalizam 12,2% do país, porém a falta de fiscalização eficiente, problemas de licenciamento ambiental e redução dos incentivos financeiros retratam a ineficiência política de proteção e conservação da biodiversidade e ecossistemas, além do uso sustentável associado ao país (JOLY et al., 2019). As definições vigentes no SNUC apresentam, em grande parte, objetividade, e mesmo assim é perceptível que a criação de corredores ecológicos está sujeita a interferências de gestores e convencionais sociais (POUBEL & CAMPOS, 2019).

Existe uma interferência na proteção ambiental advinda das leis que regem a atual economia brasileira, na qual priorizam atividades de exploração da vegetação nativa para obtenção de retorno financeiro justificado como necessário à manutenção da economia, reduzindo áreas das unidades de conservação (RODRIGUES et al., 2018). Ainda segundo os autores, a proposta de conservação da natureza apresentada pelo SNUC é contrária a atividades econômicas de exploração, pois destoa da postura ambiental devido a valoração econômica. A gestão de corredores no intuito de minimizar os efeitos do uso do solo, reestabelecer a conectividade entre fragmentos e possibilitar trocas gênicas e, em conjunto, permitir que os agentes que utilizam regiões de corredor sejam compensados pela aplicação do SNUC, para que seja investido nas áreas protegidas que já estão presentes na legislação (POUBEL & CAMPOS, 2019).

#### **b) Normas públicas**

A primeira menção a corredores ecológicos nas leis brasileiras surgiu em 10 de fevereiro de 1993, a partir do Decreto Federal nº 750 que dispõe sobre a Mata Atlântica e menciona no Art. 7º a proibição da extração florestal para proteger a biodiversidade ameaçada de extinção, permitir a formação de corredores ecológicos entre remanescentes de vegetação e assegurar o entorno das UC e áreas de proteção permanente (APP) (BRASIL, 1993). No entanto, esse decreto foi revogado nos dias de hoje pelo Decreto Federal nº 6660, de 21 de novembro de 2008, que regulamenta a Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, sobre a utilização e proteção da vegetação nativa da Mata Atlântica (BRASIL, 2008). Nessa lei, os corredores aparecem no Art. 11, onde aborda que a retirada de vegetação é vetada quando a mesma formar corredores entre remanescentes. É válido ressaltar que essa lei também traz a obrigatoriedade dos Planos Municipais da Mata Atlântica (PMMA), sendo uma forma de

garantir a indicação do uso de corredores entre as UC. A busca pelo equilíbrio ecológico ambiental tem como parte os esforços governamentais distribuídos em escalas federais, estaduais e de domínio municipal, além de iniciativas para o estabelecimento de corredores ecológicos (PEREIRA & CESTARO, 2016; RODRIGUES et al., 2018).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) instituído pela Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, atua como órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e define “corredores de vegetação entre remanescentes” para movimento de fauna na Resolução do CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 (BRASIL, 1981; 1996). Essa resolução entende a carência de conceitos sobre corredores ecológicos no Decreto nº 750/93 e os define como sendo faixas de vegetação entre remanescentes florestais de vegetação primária e matas ciliares, incluindo unidades de conservação, nas quais encontram-se em estágio médio ou avançado (BRASIL, 1996). Logo, torna-se mais compatível com a situação atual do bioma Mata Atlântica, devido ao alto grau de fragmentação dos ecossistemas ali presentes (PEREIRA & CESTARO, 2016). Essa resolução também determina parâmetros de caracterização e proteção desses corredores. Por exemplo, o Art. 3º traz a definição da largura oficial dos corredores, estabelecida em 10% do comprimento total e estipula uma largura mínima de 100 metros. Assim, fica registrado um valor oficial para definir as dimensões de corredores ecológicos, mesmo que nos dias atuais esse valor de largura seja considerado estreito e sujeitos ao efeito de borda, o que pode reduzir a eficiência de movimentação da fauna (BEIER & GREGORY, 2012).

As unidades de conservação foram criadas pelo governo brasileiro através da regulamentação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), com o propósito de proteção dos grandes remanescentes restantes na natureza (SAITO et al., 2016). Após a criação do SNUC, o Decreto nº 4.340, publicado em 22 de agosto de 2002, teve como função regulamentar os artigos que integram a Lei nº 9.985 (BRASIL, 2002a). Em seu Art. 11, consta a participação de corredores ecológicos (reconhecidos pelo Ministério do Meio Ambiente) em mosaicos florestais, interligando unidades de conservação. Também institui que na ausência de mosaicos, os corredores atuarão como zonas de amortecimento dessas UC. O Capítulo V aborda assuntos sobre o conselho consultivo ou deliberativo de unidade de conservação e no Art. 20 deste capítulo é proposto suas competências, com destaque ao inciso VIII que apresenta ações restritivas ao conselho, como a manifestação de impactos ou atividades potencialmente impactantes presentes em dentro da UC, na zona de amortecimento, mosaicos circundantes ou nos corredores ecológicos.

O conselho deliberativo relacionado aos CE compreende uma gama de atores que visam o desenvolvimento regional e polos empresariais, rurais, industriais, políticos, dentre outros que fornecem um esforço coletivo que reduz a necessidade de criar mais leis ou alterar categorias no SNUC (AYRES et al., 2005). Em 22 de agosto de 2002, assim como o Decreto nº 4.340, também foi publicado o Decreto nº 4.339 que trata dos princípios e diretrizes referentes a Política Nacional da Biodiversidade, regida pela Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981; 2002b). Conseqüentemente, fauna e flora passaram a ser consideradas como bens de alto valor legal para a constituição. Este decreto expõe dentro do componente 2, presente no anexo, a proposta de “planejar, promover, implantar e consolidar corredores ecológicos e outras formas de conectividade de paisagens, como forma de planejamento e gerenciamento regional da biodiversidade, incluindo compatibilização e integração das reservas legais, áreas de preservação permanentes e outras áreas protegidas” (BRASIL, 2002b).

Algumas normas têm o objetivo específico de proteger os biomas mais ameaçados do país e dentro de algumas delas existem menções ao uso de corredores como forma de aumentar a preservação dessas áreas. Normas como a “Lei da Mata Atlântica” (Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006) e a “Lei do Cerrado” (Lei Estadual nº 13.550, de 02 de junho de 2009) vedam a retirada de vegetação nos biomas quando corredores são formados entre os fragmentos florestais de vegetação primária ou secundária em estágio avançado de regeneração (BRASIL, 2006; SÃO PAULO, 2009). A intitulada “Lei do Pantanal” (Lei Estadual nº 8.830, de 21 de janeiro, de 2008) aborda o tema corredor ecológico dentro do conceito de Área de Preservação Permanente (APP) e atribui ao poder público viabilizar pesquisas científicas para implementar UC e corredores ecológicos na região do Pantanal. No entanto, não consta a supressão de vegetação nativa em áreas que possuam corredores, apenas cita que em “áreas de conservação permanente”, como exposto na Lei (Seção II, Art. 8º, parágrafo 2º), através de um licenciamento prévio em conjunto à SEMA, fica permitido a supressão parcial dessa vegetação (MATO GROSSO, 2008).

Além da Lei do Cerrado, o estado de São Paulo possui também o Decreto nº 60.302, estabelecido em 27 de março de 2014, que institui o Sistema de Informação e Gestão de Áreas Protegidas e de Interesse Ambiental do Estado de São Paulo (SIGAP), que trata de corredores ecológicos junto as áreas protegidas e deve constar no plano de manejo, quando for necessário à unidade de conservação, além de ações de proteção e fiscalização. Porém, utilizar somente as UC como medida de manutenção e preservação da biodiversidade ecossistêmica pode não ser suficiente (BEIER AND NOSS, 1998). No Art. 38, aborda mecanismos referentes a

condições de pagamento por serviços ambientais (PSA) nos corredores dentro das UC. O Art. 49 levanta a necessidade de instituir programas de PSA para as populações residentes em zonas de amortecimento e CE, através da Secretaria do Meio Ambiente e do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) (SÃO PAULO, 2014).

Recentemente, a Lei nº 14.119, oficializada em 13 de janeiro de 2021, cria o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA) para fins de recuperação da cobertura vegetal de áreas prioritárias à conservação. Tem o intuito de reduzir a fragmentação de habitats, conduzir a formação de corredores ecológicos e conservar recursos hídricos (BRASIL, 2021). Na seção II, o Art. 7º trata nos incisos I e II, as ações referentes ao PFPSA, com a finalidade de conservar e recuperar remanescentes vegetais em áreas rurais e urbanas para formar corredores de biodiversidade e melhorar condições ambientais e melhorias para a população. Na seção III, o inciso III do Art. 9º fala sobre os imóveis privados que podem usufruir dos serviços ambientais, atribuindo esse direito às Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e áreas de corredores e zonas de amortecimento com cobertura florestal nativa, seguindo as diretrizes do SNUC.

### **c) Novo Código Florestal**

A preocupação ambiental começou a motivar países desde 1960, a criar normas públicas mais rigorosas de conservação (RODRIGUES, 2017). Deste modo, as leis vigentes oficializam essas medidas protetivas para garantir uma maior proteção do meio ambiente. No Brasil, o Código Florestal foi instituído pela Lei nº 4.771, em 15 de setembro de 1965, anulando o Decreto Federal nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934, que anteriormente aprovava o código e passou a ter maior impotência na aplicação dos requisitos ambientais (BRASIL, 1934; 1965). No entanto, devido a dificuldades para implementar o código florestal de 1965, essa lei foi revogada e alterada pela Lei nº 12.651, de 25 de maio 2012, que dispõe sobre proteção da vegetação nativa e ficou conhecida como “Novo Código Florestal” (BRASIL, 2012).

No antigo código, os corredores ecológicos foram citados apenas no parágrafo 5º do Artigo 16º, abordando questões sobre reserva legal (RL), onde excluía possibilidades de redução de áreas que apresentassem corredores ecológicos (inserido através da Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001). Apesar da pequena citação sobre corredores, no código de 1965, as APP e áreas de reserva legal são necessárias e de extrema importância para determinar a conectividade entre áreas de intensa fragmentação florestal (PEREIRA & CESTARO, 2016). A abordagem sobre os CE obtém maior destaque no novo

código florestal, em conjunto a reservas e unidades de conservação, no qual traz maiores adequações de corredores dentro das áreas protegidas. Logo, é interessante que metodologias aplicadas a corredores ecológicos tenham além da importância ambiental e que também trabalhe as questões sociais ao inserir essa ferramenta ao meio rural através de ações que alcancem os potenciais ecossistêmicos dos municípios (CANEPPELE et al., 2020). No Artigo 13º, o poder público tem autoridade para reduzir áreas de floresta referentes a Amazônia Legal, quando indicadas pelo Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), excluídas áreas prioritárias à conservação e corredores ecológicos. O local destinado para compor a RL consta no Artigo 14º, através da formação de corredores com áreas legalmente protegidas. Medidas relacionadas à reserva legal, modificadas pelo código florestal, vêm trazendo uma certa apreensão aos ambientalistas (CASTELO, 2015), por privilegiar os avanços econômicos que sobrepõem as leis de conservação.

No parágrafo 7º do Artigo 66º, que trata da regularização do imóvel rural (de acordo com o relatado no parágrafo 6º da Lei), consta a recuperação de áreas degradadas e bacias hidrográficas, preservação de espécies ameaçadas, proteção de áreas prioritárias, assim como a criação de corredores ecológicos. O Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Programa de Regularização Ambiental (PRA) descritos no novo código pretendem recuperar essas áreas nos biomas mais prejudicados pela ação antrópica, a fim de amparar a diversidade biológica e aplicar serviços ecossistêmicos (JOLY et al., 2019). No entanto, uma das preocupações que regem a introdução de um corredor no habitat são os gastos relacionados a falta de informação sobre valores de implantação que poderiam ser investidos na aquisição de áreas potenciais, mesmo isoladas, para proteção de espécies em risco (BEIER & NOSS, 1998). O código florestal não exhibe a importância de estudos concretos que analisam os impactos ambientais em cada bioma o que interfere no desenvolvimento sustentável dessas regiões. Como observado por Joly et al. (2019), ocorre uma bipolaridade no governo brasileiro que possui instituições capazes e ao mesmo tempo enfrenta problemas de burocracia ineficiente e conflitos de caráter jurídico, social e ecológico. O objetivo elementar trata do estímulo e construção de conselhos capazes de trabalhar as questões ambientais locais e regionais, além de criar massas críticas de consciência favorável em relação a natureza (AYRES et al., 2005).

## CONCLUSÃO

De acordo com o exposto no capítulo, é notável o potencial de corredores ecológicos para a recuperação e manutenção da biodiversidade. Os conceitos e abordagens dessa estratégia para conectar remanescentes isolados pode ser aplicada desde que estudos prévios sobre a região sejam realizados a fim de aumentar a capacidade de preservação e evitar danos indesejados ao ambiente.

O manejo adequado de corredores permite que espécies ameaçadas consigam se estabelecer em áreas de baixa qualidade ecológica, por possibilitar o movimento desses organismos entre os remanescentes, além de proporcionar trocas gênicas, reduzindo risco de extinção por isolamento e aumentando taxas de migração e colonização de novos habitats. No entanto, algumas espécies podem ser comprometidas por essa conexão, já que o isolamento das manchas florestais também atua como barreira protetiva.

A implementação de corredores ecológicos sem uma análise criteriosa de impactos ambientais pode trazer consequências negativas ao ecossistema, como introdução de espécies invasoras, competição intra e interespecífica, hibridação, surgimento de pragas e doenças, acesso a caçadores, entre outros problemas prejudiciais a biodiversidade.

Conflitos políticos e sociais, a falta de organização e interesse do poder público, a fiscalização falha das áreas protegidas tem debilitado a conservação de áreas prioritárias. O planejamento de gestão da paisagem ocasiona uma integração do meio rural e urbano com medidas conservacionistas, através da educação ambiental, propostas de integração com agricultura e remuneração por serviços ecossistêmicos.

É necessário que ocorra uma maior credibilidade às leis ambientais a partir da aplicação correta das mesmas. A interferência política ao beneficiar a classe agrária prejudica a eficiência de intervenção e reduz a proteção determinada pela legislação brasileira.

Assim, a aplicação das leis que incluem corredores ecológicos é fundamental para que cada vez mais essa ferramenta deixe de se apresentar como uma exigência para preservar o ambiente e passe a ser um pensamento que venha de forma natural entre a população brasileira quando se trata de conservação.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L.M.; LUDWIG, G.; SVOBODA, W.K; HILST, C.L.S.; NAVARRO, I.T.; PASSOS, F.C. Occurrence, local extinction and conservation of Primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 898-906, 2007. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400006>.
- ALARCON, G. G.; DA-RÉ, M. A.; FUKAHORI, S. T. I.; ZANELLA, L. R. Fragmentação da floresta com araucária e ecossistemas associados no corredor ecológico Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 24, n. 3, p. 25-38, 2011. Doi: 10.5007/2175-7925.2011v24n3p25
- ALARCON, G. G.; FANTINI, A. C.; SALVADOR, C. H. Local benefits of the atlantic forest: evidences from rural communities in Southern Brazil. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, p. 87-112, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC136361V1932016>
- ARAÚJO, T.M.S.; BASTOS, F.H. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: aportes teóricos e conceituais. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 21, n. 2, p. 716-729, 2019. Doi: <https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.575>
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Conceptualization and measurement of rainforest fragmentation from the primates' perspective. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 1, p. 497–514, 2009. Doi: 10.1007/s10764-009-9355-0.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PÉREZ-ELISSETCHE, G.K.; ORDÓÑEZ-GÓMEZ, J.D.; GONZÁLEZ-ZAMORA, A.; CHAVES, Ó.M.; SÁNCHEZ-LÓPEZ, S.; et al. Spider Monkeys in Human-Modified Landscapes: The Importance of the Matrix. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n. 1, p. 1–13, 2017. Doi: 10.1177/1940082917719788
- ASARE, R.; AFARI-SEFA, V.; OSEI-OWUSU, Y. P. O. Cocoa agroforestry for increasing forest connectivity in a fragmented landscape in Ghana. **Agroforest Systems**, v. 88, n. 1, p. 1143–1156, 2014. Doi: 10.1007/s10457-014-9688-3
- ASENSIO, N.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; DUNN, J.C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J. Conservation value of landscape supplementation for howler monkeys living in forest patches. **Biotropica**, v. 41, n. 1, p. 768–773, 2009. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00533.x
- AYRES, J.M.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; QUEIROZ, H.L.; PINTO, L.P.; MASTERSON, D.; et al. **Os Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil**. 3. ed. Sociedade Civil Mamirauá - SCM. 2005. 258 p.
- BEIER, P.; GREGORY, A. J. Desperately Seeking Stable 50-Year-Old Landscapes with Patches and Long, Wide Corridors. **PLOS Biology**, v. 10, n. 1, p. 1-4, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001253>
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.
- BENNETT, A.F.; SAUNDERS, D.A. Habitat fragmentation and landscape change. *In: Conservation Biology for All*. v. 93. Capítulo 5. Oxford University Press, 2010. p. 1544-1550. Doi: 10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0006

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n 3, p. 273-276, 2008.

BRASIL. **Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934**. Aprova o código florestal. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1930-1949/d23793.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d23793.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993**. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1993/decreto-750-10-fevereiro-1993-449133-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o Novo Código Florestal. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996**. Define “corredor de vegetação entre remanescentes” como área de trânsito para a fauna. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>. Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002**. Regulamenta artigos da Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4340.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002**. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/D4339.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4339.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008.** Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2008/decreto/d6660.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6660.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm). Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRASIL. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021.** Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Brasília: Presidência da República. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>. Acesso em: 25 de julho de 2021.

BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas.** 2. ed. Florianópolis: EDUFSC, 2012. 264 p.

CANEPELE, J. C. G.; VERDUM, R.; VIEIRA, L. F. S. Definição de corredores ecológicos em espaços agrícolas abandonados para o Pagamento de Serviços Ambientais - Esperança do Sul/RS. **Confins: Revista Franco-Brasileira de Geografia**, v. 44, p. 1-16, 2020. DOI: 10.4000/confins.25877

CANUTO, J. C. **Sistemas agroflorestais: experiências e reflexões.** Embrapa Meio Ambiente-Livro científico (ALICE), 216 p. 2017.

CARROLL, C.; McRAE, B.H.; BROOKES, A. Use of Linkage Mapping and Centrality Analysis Across Habitat Gradients to Conserve Connectivity of Gray Wolf Populations in Western North America. **Conservation Biology**, v. 26, n. 1, p.78-87. 2012.

CASTELO, T.B. Legislação florestal brasileira e políticas do governo de combate ao desmatamento na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 4, p. 221-242, 2015

CLEMENTE, S. S. D., OLIVEIRA JÚNIOR, J. F. D., LOUZADA, M. A. P. Focos de Calor na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, p. 669–677, 2017. Doi:10.1590/0102-7786324014

COELHO, I.P.; KINDEL, A.; COELHO, A.V. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, Southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 1, p. 689–699. 2008. Doi 10.1007/s10344-008-0197-4

CORDEIRO, P.H.C. 2003. Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da mata atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. In: PRADO, P.I et al. **Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia**, p. 20. Ilhéus: IESB/CI/CABS/UFMG/Unicamp.

DINIZ, M.F.; COELHO, M.T.; SOUSA, F.G.; HASUI, É.; LOYOLA, R. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 81-89, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.001>

ESTRADA, A.; GARBER, P.A.; RYLANDS, A.B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; et al. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v.3, n. 1, p. 1-16, 2017. Doi: 10.1126/sciadv.1600946.

ESTRADA, A.; RABOY, B.E.; OLIVEIRA, L.C. Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. **American Journal of Primatology**, v. 74, n. 8, p. 696-711, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1002/ajp.22033>

ESTRADA, A.; SAENZ, J.; HARVEY, C.; NARANJO, E.; MUÑOZ, D.; ROSALES-MEDA, M. 2006. Primates in agroecosystems: Some agricultural practices in Mesoamerican landscapes. *In*: ESTRADA, A. et al. (Eds.). **New perspectives in the study of mesoamerican primates: distribution, ecology, behaviour and conservation**, p. 437-470. New York, NY: Springer.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649-1663, 2013. Doi: 10.1111/jbi.12130.

FAN, P. F.; FEI, H. L.; LUO, A. D. Ecological extinction of the critically endangered northern white-cheeked gibbon *Nomascus leucogenys* in China. **Oryx**, v. 48, n.1, p. 52-55. 2014.

FERNANDES, M. D. C.; COURA, P. H. F.; SOUSA, G. M. D.; AVELAR, A. D. S. Avaliação geoecológica de susceptibilidade à ocorrência de incêndios no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 18, p. 299-309, 2011. Doi: <https://doi.org/10.4322/floram.2011.050>.

FERRARI, S. F.; DIEGO, V. H. Habitat fragmentation and primate conservation in the Atlantic Forest of eastern Minas Gerais, Brazil. **Oryx**, v. 29, n. 1, p. 192-196, 1995. DOI:10.1017/s0030605300021128

FLANNIGAN, M. D.; KRAWCHUK, M. A.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, B. M.; GOWMAN, L. M. Implications of changing climate for global wildland fire. **International Journal of Wildland Fire**, v. 18, n. 5, p. 483-507, 2009. Doi: 10.1071/WF08187

FLEISHMAN, E.; NOSS, R. F.; NOON, B. R. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 3, p. 543-554, 2006.

FLYNN, D. F. B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.T.; LIN, B.B.; et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22-33. 2009. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>

FONSECA, G. A. B.; PINTO, L. P. S.; RYLANDS, A. B. 1997. Biodiversidade e unidades de conservação. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1,

1997, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 1997, p. 189-209.

FONSECA, C.R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C.G.; BOELTER, C.R.; BRESCOVIT, A.D.; et al. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209-1219, 2009. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.017>.

FORMAN, R.T.T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J.A.; CLEVINGER, A.P.; CUTSHALL, C.D.; DALE, V.H.; et al. **Road ecology: science and solutions**. Island Press, Washington, DC. 2003.

GALÁN-ACEDO, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ESTRADA, A.; RAMOS-FERNÁNDEZ, G. Forest cover and matrix functionality drive the abundance and reproductive success of an endangered primate in two fragmented rainforests. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 1, p. 147-158, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0753-6>

GRANDE, T.O. de; ALENCAR, R.M.; RIBEIRO, P.P.; MELO, F.R. Fragment shape and size, landscape permeability and fragmentation level as predictors of primate occupancy in a region of Brazilian Cerrado. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 42, p. 1-15. 2020. DOI: 10.4025/actascibiolsoci.v42i1.48339

HANSKI, I. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscape. **OIKOS**, v. 87, n. 2, p. 209-219, 1999. Doi: <https://doi.org/10.2307/3546736>

HANSKI, I. Habitat fragmentation and species richness. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 5, p. 989-994, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12478>

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, 2006. 325 p.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives Tansley review. **New Phytologist**, v. 204, n. 1, p. 459–473, 2014. Doi: <https://doi.org/10.1111/nph.12989>.

JOLY, C.A.; SCARANO, F.R.; BUSTAMANTE, M.; GADDA, T.M.C.; METZGER, J.P.W.; SEIXAS, C.S.; et al. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy makers. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, p.1-8, 2019. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0865>

KINOSHITA, L. S.; TORRES, R. B.; FORNI-MARTINS, E. R.; SPINELLI, T.; AHN, Y.L.; CONSTÂNCIO, S.S. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 20, n. 2, p. 313-327, 2006. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000200007>

LAMAS, I.R.; CREPALDI, M.O.; MESQUITA, C.A.B. Uma rede no corredor: memórias da rede de gestores das unidades de conservação do Corredor Central da Mata Atlântica. **Conservação Internacional**, p. 17-28, 2015

LAMAS, I.R.; MOREIRA-LIMA L.; DA SILVA, T. C. L. Observação de aves na Costa do Descobrimento. **Conservação Internacional**, p. 1-81, 2018

LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, v. 91, p. 231-239, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00077-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00077-4)

LAURANCE, W.F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, v. 71, p. 641-653, 1990.

LEVINS, S. A. Population dynamic models in heterogeneous environments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 7, p. 287-310, 1976

LEWIS, S.L.; EDWARDS, D.P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015. Doi: 10.1126/science.aaa9932

LINDENMAYER, D.B.; FRANKLIN, J.F. **Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach**. Island press, 2002.

LOBOVA, T.A.; GEISELMAN, C.K.; MORI, S.A. Seed dispersal by bats in the Neotropics. New York, New York Botanical Garden, 465p2009.

LOMOLINO, M.V.; PERAULT, D.R. Assembly and disassembly of mammal communities in a fragmented temperate rain forest. **Ecology** v. 81, n. 6, p. 1517-1532, 2000. Doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081)

LOUZADA, F.L.R.O.; SANTOS, A.R.; SILVA, A.G.; OLIVEIRA, O.M.; OLIVEIRA GARCIA, G.; SOARES, V.P. **Utilização de geotecnologia na delimitação de corredores ecológicos**. In: SANTOS, A.R. et al. **Geotecnologias aplicadas aos recursos florestais**. Alegre/ES: CAUFES. Capítulo 2, 2012. p. 43-55. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.06.008

LYRA-JORGE, M.C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V.R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity Conservation**, v. 17, n. 7, p. 1573-1580, 2008. Doi:10.1007/s10531-008-9366-8

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Islands Biogeography**. Princeton Press, 224 p. 1967.

MAGIOLI, M.; FERRAZ, K.M.P.M.B; SETZ, E.Z.F; PERCEQUILLO, A.R.; RONDON, M.V.S.S.; KUHNEN, V.V.; et al. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. **European Journal of Wildlife Research**, v. 62, n. 4, p. 431-446, 2016.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. 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, 2008. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>.

MATO GROSSO. **Lei nº 8.830, de 21 de janeiro de 2008**. Dispõe sobre a Política Estadual de Gestão e Proteção à Bacia do Alto Paraguai no Estado de Mato Grosso e dá outras

providências. Mato Grosso: Assembleia Legislativa Do Estado De Mato Grosso. Disponível em: <http://oads.org.br/leis/3022.pdf>. Acesso em: 25 de julho de 2021.

MELLO, F.M.C. **Corredores ecológicos no Brasil e no mundo: uma síntese das experiências**. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 90 p., 2013.

MELO, F. R.; FERRAZ, D. S.; VALENÇA-MONTENEGRO, M. M; OLIVEIRA, L.C.; PEREIRA, D. G.; PORT-CARVALHO, M. 2018. *Callithrix aurita* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume II – Mamíferos**. Brasília, ICMBio, v.2, p. 206-213.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J; FONSECA, G.A.B. 2004. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most threatened ecoregions**. CEMEX, Mexico City, Mexico.

MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, G.C. **Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. New York: CEMEX, Conservation International. 1999.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858. 2000.

PAGLIA, A. P.; PAESE, A.; BEDÊ, L. C.; FONSECA, M.; PINTO, L. P.; MACHADO, R. B. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2004, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004, p. 39-50.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>.

PAVIOLO, A.; CRUZ, P.; IEZZI, M. E.; PARDO, J. M.; VARELA, D.; DE ANGELO, C.; et al. Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 430, n. 1, p. 576-586, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.029>

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores Ecológicos no Brasil: Avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 58, p. 16-33. 2016. Doi: <https://doi.org/10.14393/RCG175802>

PINTO, L. P. 2015. O Corredor Central da Mata Atlântica: avanços na visão e na escala de conservação da biodiversidade no bioma. In: LAMAS, I. R.; CREPALDI, M. O.; MESQUITA, C. A. B. (Eds.), **Uma rede no corredor: memórias da rede de gestores das**

**unidades de conservação do Corredor Central da Mata Atlântica.** Conservação Internacional, Belo Horizonte, p. 17-28.

PINTO, L. P.; BEDE, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. *In: ROCHA et al. **Biologia da conservação: Essências.*** Capítulo 4. São Carlos: RiMa Editora, v. 1, 2006. p. 91-118.

PINTO, L.P., PAGLIA, A., PAESE, A. & FONSECA, M. 2004. O papel das reservas privadas na conservação da biodiversidade. *In: **RPPN: Conservação em Terras Privadas - desafios para a sustentabilidade.*** Rodrigo Castro & Maria E. Borges (orgs.). Edições CNRPPN. Planaltina do Paraná.

PLISCOFF, P.; SIMONETTI, J.A.; GREZ, A.A.; VERGARA, P.M.; BARAHONA-SEGOVIA, R.M. Defining corridors for movement of multiple species in a forest-plantation landscape. *Global Ecology and Conservation*, v. 23, n. 1, p. 1-9, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01108>

POUBEL, I.; CAMPOS, F. Conflitos territoriais entre o zoneamento urbano municipal e as diretrizes ambientais: O caso do Corredor Ecológico Duas Bocas–Mestre Álvaro, Grande Vitória–ES, Brasil. *GOT: Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, n. 18, p. 57, 2019. Doi: <http://dx.doi.org/10.17127/got/2019.18.003>

PRESTON, F. W. The canonical distribution of commonness and rarity: part I and part II. *Ecology*, 43: 185-215 e 410-432, 1962

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, v. 7, p. 385-403, 1998.

RANZI, A. 2000. Paleoecologia da Amazônia: megafauna do Pleistoceno. Florianópolis, Editora UFSC, 101p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M. M. 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, 2009. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

RIPPERGER, S. P.; TSCHAPKA, M.; KALKO, E. K. V.; RODRÍGUEZ-HERRERA, B.; MAYER, F. Resisting habitat fragmentation: High genetic connectivity among populations of the frugivorous bat *Carollia castanea* in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems Environment*, v. 185, n. 1, p. 9–15, 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.006>.

ROBINSON, N. M.; LEONARD, S. W. J; RITCHIE, E. G.; BASSETT, M.; CHIA, E. K.; BUCKINGHAM, S.; GIBB, H.; BENNETT, A. F.; CLARKE, M. F. Refuges for fauna in fire-prone landscapes: their ecological function and importance. *Journal of Applied Ecology*, v. 50, n. 6, p. 1321-1329, 2013.

ROCHA, M. F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A Small Mammal Community in a Forest Fragment, Vegetation Corridor and Coffee Matrix System in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 6, n. 8, p. 1-8, 2011. Doi:10.1371/journal.pone.0023312

RODRIGUES, J. G. V. **Análises para viabilização de corredores ecológicos e cumprimento de requisitos legais: subsídios à efetividade de área protegida e conservação de Mata Atlântica setentrional**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 138 p., 2017.

RODRIGUES, J. C. V.; MOREIRA, S. A.; FREIRE, E. M. X. Entraves à efetivação de Unidades de Conservação: Parque Estadual Mata da Pipa, Tibau do Sul – RN – Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 46, p. 109-132, 2018.

RODRIGUES, L. F.; VIDAL, M. D. Densidade e tamanho populacional de primatas em uma área de terra firme na Amazônia Central. **Neotropical Primates**, v. 18, n. 1, p. 9-16, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1896/044.018.0102>

ROLIM, S. G.; CHIARELLO, A. G. Slow death of Atlantic Forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2679–2694, 2004. Doi:10.1007/s10531-004-2142-5

SAITO, N.S., MOREIRA, M.A., SANTOS, A.R., EUGENIO, F.C., FIGUEIREDO, A.C. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floram**, v. 23, n. 2, p. 201–210, 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.119814>.

SANTANA, R.O.; DELGADO, R.C.; SCHIAVETTI, A. The past, present and future of vegetation in the Central Atlantic Forest Corridor, Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 20, n. 1, p. 1-14, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100357>

SANTOS, J.S.; LEITE, C.C.C.; VIANA, J.C.C.; SANTOS, A.R.; FERNANDES, M.M.; SOUZA ABREU, V.; et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. 1, p. 414-424, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>

SÃO PAULO. **Lei nº 13.550, de 02 de junho de 2009**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. São Paulo: Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13550-02.06.2009.html>. Acesso em: 25 de julho de 2021.

SÃO PAULO. **Decreto nº 60.302, de 27 de março de 2014**. Institui o Sistema de Informação e Gestão de Áreas Protegidas e de Interesse Ambiental do Estado de São Paulo – SIGAP e dá providências correlatas. São Paulo: Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/norma/172640>. Acesso em: 25 de julho de 2021.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; NETO, E. M.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A. C.; VILLELA, D.M.; Vegetação e Flora In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. de (Ed.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a

biodiversidade e recomendações de políticas públicas. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 104-123.

SCHIAVETTI, A.; MAGRO, T. C.; SANTOS, M. S. Implementação das unidades de conservação do corredor central da Mata Atlântica no estado da Bahia: desafios e limites. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 611–623, 2012. Doi: [10.1590/s0100-67622012000400004](https://doi.org/10.1590/s0100-67622012000400004)

SEOANE, C.E.S.; DIAZ, V.S.; SANTOS, T.L.; FROUFE, L.C.M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010. Doi: <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.207>

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biol Conservation*, v. 143, n. 1, p. 2328–2340, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

TAVARES, A.; BEIROZ, W.; FIALHO, A.; FRAZÃO, F.; MACEDO, R.; LOUZADA, J.; AUDINO, L. Eucalyptus plantations as hybrid ecosystems: Implications for species conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. 1, p. 131–139, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.063>

THIAGO, C.R.L.; MAGALHÃES, I.A.L.; SANTOS, A.R. Identificação de Fragmentos Florestais Potencias para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n. 2, p. 595-612, 2020. Doi: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.2.p595-612>.

TORRENTA, R.; LACOSTE, F; VILLARD, M-A. Loss and fragmentation of mature woodland reduce the habitat niche breadth of forest birds. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 11, p. 1865-1879, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0718-9>

TORRES, F. T. P.; ROQUE, M. P. B.; LIMA, G. S.; MARTINS, S.V.; FARIA, A. L. L. de. Mapeamento do risco de incêndios florestais utilizando técnicas de geoprocessamento. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-10, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.025615>

VAN LANGEVELDE, F. Modelling the negative effects of landscape fragmentation on habitat selection. **Ecological Informatics**, v. 30, p. 271-276, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.08.008>

VILLARD, M.A.; METZGER, J.P. Review: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 309–318, 2013. Doi: [doi:10.1111/1365-2664.12190](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190)

WATTS, A.G.; SCHLICHTING, P.E.; BILLERMAN, S.M.; JESMER, B.R.; MICHELETTI, S.; FORTIN, M-J.; et al. How spatio-temporal habitat connectivity affects amphibian genetic structure. **Frontiers in Genetics**, v. 6, n. 275, p. 1-13, 2015. Doi: <https://doi.org/10.3389/fgene.2015.00275>

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. **Conservation biology**, v. 6, p. 237-256, 1986.

## **CAPÍTULO 2**

**Aves e mamíferos ameaçados de extinção como bioindicadores para  
implementação de um corredor ecológico na Mata Atlântica do extremo sul  
da Bahia**

## CAPÍTULO 2 – AVES E MAMÍFEROS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO COMO BIOINDICADORES PARA IMPLEMENTAÇÃO DE UM CORREDOR ECOLÓGICO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA

### RESUMO

A fragmentação florestal tem sido responsável pelo aumento de pequenos remanescentes isolados na paisagem, o que reduz a qualidade do habitat para espécies da fauna de vertebrados ameaçada de extinção. No entanto, é possível minimizar os efeitos negativos desse processo através da implantação de corredores ecológicos para reestabelecer a conectividade desses fragmentos e favorecer a movimentação de fauna entre as manchas de vegetação. Este presente trabalho baseia-se na hipótese de que a utilização pela fauna da área proposta do corredor ecológico pode ser eficiente na manutenção da biodiversidade local, especialmente as aves e primatas ameaçados de extinção. O objetivo principal foi avaliar a possibilidade de implantação de um corredor ecológico entre duas unidades de conservação na Costa do Descobrimento, região sul da Bahia, utilizando como referência grupos da fauna de vertebrados ameaçados de extinção, envolvendo quatro espécies de primatas (*Callithrix geoffroyi*, *Sapajus robustus*, *Callicebus melanochir* e *Alouatta guariba guariba*) e a avifauna ameaçada de extinção, presentes dentro da área avaliada, a fim de corroborar com a viabilidade técnica e eficiência de implantação do corredor proposto. Também investigamos a influência do sistema agroflorestal conhecido como “cabruca” para avaliar a eficiência de manutenção da biodiversidade em habitats com interferência humana. O levantamento de primatas foi realizado através do uso de *playbacks* em sete áreas selecionadas para campanha. Também foram catalogadas a presença ou ausência da avifauna ameaçada de extinção em conjunto com o monitoramento de primatas. O método Jackknife de primeira ordem foi utilizado para calcular as estimativas de riqueza das espécies e construir as curvas de acumulação a fim de avaliar o esforço amostral de cada campanha. O cálculo de similaridade entre as áreas amostradas foi obtido pelo Índice de Similaridade de Jaccard. Os resultados mostraram que a espécie de primata mais encontrada em trânsito no corredor foi *C. geoffroyi*, seguida por indivíduos de *C. melanochir*. A espécie *S. robustus* foi visualizada apenas dentro das áreas protegidas e não houve registro do *A. guariba* durante a pesquisa. Em relação à avifauna, foram registradas 14 espécies consideradas ameaçadas de extinção nas áreas de campanha. Diferentes grupos faunísticos também foram inventariados, porém não houve registro de espécies consideradas em risco. Os habitats mais utilizados foram “floresta” e

“cabruca”, não havendo registros significativos em áreas de pastagem e mata ciliar. Nossos resultados apontam que a qualidade da matriz e o baixo grau de conexão das áreas mostraram interferência negativa na ocupação de espécies dentro do corredor. De maneira geral, espécies possuem resiliência para sobreviver em ambientes hostis, porém estes não são suficientes para mantê-las por um longo período de tempo. As unidades de conservação apresentaram elevada diversidade de espécies quando comparadas às outras áreas, com potencial para alcançar maiores valores de riqueza. O padrão de similaridade entre as áreas amostradas é afetado pelo tipo de habitat constituinte. Ao comparar as áreas avaliadas com a riqueza de espécies encontradas em cada uma, pode-se observar que não houve diferença significativa entre as áreas. Ainda assim, as áreas selecionadas nas propriedades rurais mostraram similaridade com as áreas protegidas, o que torna o corredor eficiente para fornecer o trânsito de fauna entre a paisagem fragmentada.

**Palavras-chave:** corredores ecológicos, fragmentação, conservação, primatas

## INTRODUÇÃO

As ações antrópicas têm causado uma crescente pressão sobre os recursos naturais do meio ambiente, o que mostra uma relação de desequilíbrio entre sociedade e natureza (ARAÚJO & BASTOS, 2019). A Mata Atlântica está entre os cinco principais *hotspots* do planeta e possui altos níveis de endemismo, sendo considerada um dos ecossistemas mais ricos em biodiversidade e também um dos mais devastados (LAURANCE & LAURANCE, 1999; MYERS et al., 2000; AYRES et al., 2005; SANTOS et al., 2016).

Esse bioma era classificado com uma das maiores florestas pluviais das Américas, porém, na atualidade, restam apenas 12,4% de sua formação natural. (SOS Mata Atlântica, 2019). O desmatamento tem sido o principal fator de destruição dos ecossistemas tropicais e isso prejudica, de forma qualitativa e quantitativa, a sua preservação (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020). Altas taxas de desmatamento e o processo de fragmentação em florestas tropicais brasileiras alteram a estrutura e a qualidade da paisagem, tornando-se responsáveis pela transformação de habitats naturais em manchas pequenas e isoladas (JESUS et al., 2012; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020). Populações são mais vulneráveis quando isoladas, o que agrava o risco de extinção das espécies, sendo esse risco local, regional ou completo, principalmente provocado por mudanças ambientais inesperadas (AYRES et al., 2005). Na maior parte dos casos, os danos ambientais são irreversíveis e provocam grandes perdas biológicas de uma diversidade muitas vezes única (AYRES et al., 2005). É necessário compreender de que maneira essas mudanças influenciam na perpetuação de espécies em áreas que sofreram modificações antrópicas para melhorar estratégias de conservação (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020).

Diversos processos e fatores biológicos são afetados pela fragmentação, como tamanho da população, dificuldade de dispersão de espécies entre os fragmentos, estrutura e quantidade de habitats disponíveis, variabilidade genética, efeito de borda e estabelecimento de espécies invasoras (TABARELLI et al., 2010; PELOROSSO et al., 2016). Os fluxos gênico e biológico diminuem quando a distância geográfica cresce, pois provocam um efeito deletério às espécies e isso favorece o isolamento e a redução do tamanho dessas populações (RIPPERGER et al., 2014; ARAÚJO & BASTOS, 2019). Portanto, a presença a longo prazo de espécies existentes em áreas com capacidade de manutenção e qualidade reduzidas torna-se limitada, podendo até mesmo levar à extinção por isolamento (HANSKI, 1999).

A criação de áreas protegidas no Brasil tornou-se uma estratégia fundamental à conservação da biodiversidade. As maiores áreas de remanescentes florestais estão

concentradas em regiões ligadas a Unidades de Conservação (UC), principalmente as classificadas com Proteção Integral (PINTO et al., 2006). Porém, o alto custo de criação das UC públicas tem favorecido o setor privado em atuações conservacionistas através das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), especialmente na Mata Atlântica (PINTO et al., 2004). Unidades de conservação, públicas ou privadas, possibilitam a conectividade e a preservação de remanescentes florestais por serem áreas de elevada importância à biodiversidade. Para tal, a criação de corredores ecológicos é uma alternativa de recuperação ambiental que auxilia na sobrevivência de espécies ameaçadas pelo avanço do desmatamento (OLIVEIRA, et al., 2015).

De acordo com Arroyo-Rodríguez et al. (2020), corredores ecológicos são áreas de vegetação, incluindo faixas de mata ciliar, distribuídas de forma homogênea em uma matriz de paisagem modificada e tendem a estabelecer uma conectividade ecológica entre os fragmentos isolados. Portanto, entende-se que um corredor ecológico é uma faixa de cobertura vegetal de tendência linear que possibilita a conectividade de um ou mais fragmentos florestais distantes entre si, facilitando o deslocamento de organismos em um habitat marcado por alterações ambientais. As principais finalidades dos corredores são mitigar os efeitos da fragmentação, recuperar áreas degradadas afetadas pelo desenvolvimento antrópico desordenado, desenvolver a conservação da biodiversidade e promover a movimentação de fauna entre fragmentos (ARAÚJO & BASTOS, 2019). É uma forte estratégia de conservação utilizada para aumentar a conexão entre áreas altamente fragmentadas, evitando colapsos genéticos e demográficos de subpopulações isoladas (CHIARELLO & MELO, 2001; RUIZ-ESPARZA, 2014; SANTOS et al., 2016). Mesmo assim, para que populações permaneçam viáveis em paisagens fragmentadas é necessário que organismos estejam aptos a atravessar matrizes desfavoráveis em busca de novos habitats propícios a sua sobrevivência (WATTS et al., 2015).

As taxas de extinção têm sido amenizadas pelo intercâmbio das espécies que continuam a manter uma parcela significativa da biodiversidade continental. Corredores adequadamente manejados podem proteger cerca de 75% das espécies ameaçadas da Mata Atlântica (PINTO et al., 2006). A intensa fragmentação florestal e o elevado grau de endemismo presentes no bioma colaboram com aproximadamente 60% das 633 espécies registradas na lista oficial da fauna brasileira consideradas ameaçadas de extinção (TABARELLI et al., 2003; PAGLIA et al., 2004). Os efeitos causados pelo tamanho e qualidade dos fragmentos são considerados regionais e específicos a cada espécie, principalmente quando relacionados a conectividade e disponibilidade de alimento (GALÁN-

ACEDO et al., 2021). É válido ressaltar que aves e mamíferos possuem alta relevância na Mata Atlântica, devido a elevada quantidade de espécies em risco de extinção existentes no bioma (CHIARELLO et al., 2008).

De acordo com Arroyo-Rodríguez & Mandujano (2009), primatas são um exemplo válido de táxon animal ameaçado pela fragmentação florestal, por apresentarem restrições ecológicas que os fazem dependentes da continuidade do dossel para que possam se movimentar pela vegetação. Os fragmentos de vegetação da Mata Atlântica são, em sua maioria, pequenos e isolados, o que diminui a taxa de populações mínimas viáveis de primatas possíveis de resistir aos efeitos deletérios a longo prazo (CHIARELLO & MELO, 2001; CHIARELLO, 2003). Características de adaptação e resiliência a paisagens degradadas variam entre as espécies de primatas, mas a persistência em locais como fragmentos florestais isolados, florestas exploradas, ecossistema agroflorestais e áreas urbanas torna-se insustentável devido as consequências trazidas pela caça, assim como uma maior redução de habitat e da capacidade de suporte, predação por cães e transmissão doenças e parasitas de humanos e animais domésticos (ESTRADA et al., 2017).

A avifauna difere de grandes vertebrados por apresentar alta mobilidade mesmo em fragmentos com conectividade reduzida (AYRES et al., 2005). Porém, certas distâncias podem dificultar esse processo como, por exemplo, intervalos acima de 100m em áreas abertas que passam a ser barreiras físicas e impedem a travessia desses animais (RANTA et al., 1998). O menor número de migrantes é limitante em relação às taxas de dispersão em habitats distintos, o que ocasiona a redução do fluxo gênico entre espécies (HERMES et al., 2016). Assim, corredores ecológicos integram fragmentos antes isolados que proporcionam aos animais zoocóricos e dispersores de sementes uma área de deslocamento entre a paisagem debilitada (JESUS et al., 2012). Pássaros são essenciais para o equilíbrio ecológico na paisagem, através do controle populacional de insetos e das atividades de polinização e dispersão de sementes entre as manchas de vegetação, que viabilizam a manutenção do fluxo gênico das espécies (SETHI & HOWE, 2009; ANDERSON et al., 2011; DE MORAES et al., 2020). Logo, são seres conectores por auxiliar na reestruturação da vegetação que sofre com a constante interferência humana. As aves são consideradas sensíveis aos efeitos das mudanças climáticas, o que as torna ótimos bioindicadores para estruturar planos de conservação e da variedade ecossistêmica (DE MORAES et al., 2020).

A hipótese aqui levantada se refere à utilização pela fauna da área proposta do corredor ecológico e sua eficiência na manutenção da biodiversidade local, pois entende-se que a presença de fauna no corredor, principalmente aves e primatas ameaçados de extinção,

demonstra sua importância e permeabilidade. Também foi analisado as causas e consequências do elevado grau de fragmentação, considerado como o principal fator de redução da biodiversidade na região estudada. A previsão em relação a primatas é a presença de três das quatro espécies propostas, sendo o bugio (*Alouatta guariba guariba*) a espécie que esperamos não encontrar no corredor, uma vez que se encontra regionalmente extinta (NEVES et al., 2015). Em relação às aves, a hipótese é de que haja uma heterogeneidade na avifauna e uma redução na presença de espécies específicas quando comparada com as generalistas. A presença de uma maior biodiversidade é esperada nas unidades de conservação pelo alto grau de preservação da mata nativa.

## **OBJETIVOS**

Avaliar a possibilidade de implantação de um corredor ecológico para estabelecer a conectividade entre duas unidades de conservação, utilizando como referência grupos da fauna de vertebrados ameaçados de extinção, envolvendo quatro espécies de primatas e a avifauna ameaçada de extinção, presentes dentro da área avaliada, a fim de corroborar com a viabilidade técnica e eficiência de implantação do corredor proposto.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Verificar a ocorrência das espécies *Callithrix geoffroyi*, *Sapajus robustus*, *Callicebus melanochir* e *Alouatta guariba guariba* no corredor ecológico que será restaurado e ligará a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN EVC) ao Parque Nacional do Pau Brasil (PARNA Pau Brasil);
- Analisar e reportar as espécies de mamíferos e aves ameaçadas que ocorrem no corredor;
- Verificar a eficiência de implantação do corredor ecológico quanto a conectividade dos fragmentos;
- Identificar a influência dos fragmentos florestais na área de estudo, a forma como vem afetando a diversidade de espécies e o grau de isolamento da fauna silvestre;
- Propor medidas de mitigação para redução dos efeitos da fragmentação florestal e conservação da fauna e flora presentes no corredor, além de enfatizar a importância das unidades de conservação.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### 1. Área de estudo

#### 1.1 Corredor Ecológico

O corredor ecológico, denominado “corredor ecológico EVC-PARNA”, apresentado tem uma área total de 538,67 hectares e está localizado na região da Costa do Descobrimento, região sul da Bahia, entre duas Unidades de Conservação: Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN EVC) e Parque Nacional do Pau Brasil (PARNA Pau Brasil). A proposta de implantação do corredor tem como objetivo criar uma faixa de vegetação, no percurso do rio Buranhém, que liga as duas unidades de conservação afim de criar uma área segura para trânsito de animais e preservação da biodiversidade.

O corredor foi inicialmente idealizado para compreender três espécies-alvo ameaçadas de extinção: a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o mutum-do-sudeste (*Crax blumembachii*) e o bugio (*Alouatta guariba*). Estas espécies haviam sido escolhidas por constarem observações em registros antigos, apresentando ocorrência para os dois fragmentos e hoje estão ilhadas, ocorrendo apenas em um ou em outro. O trajeto do corredor é composto, em sua maioria, por pequenas propriedades rurais que ainda guardam práticas de agricultura tradicionais, como a retirada indevida de vegetação, exploração intensiva do solo e queimadas para limpeza da área.

Outro fator de destaque é a presença de duas das principais rodovias da região, a BR-367 e a BA-001, que atravessam a área do corredor impactando diretamente o modelo proposto (BORGES et al., 2016). A região é caracterizada pela formação florestal do tipo Floresta Ombrófila Densa, caracterizada pela presença dos terrenos planos, também chamada de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (ou Floresta de Tabuleiro). Sua ocorrência se dá em climas tropicais de alta temperatura (média de 25°C) e de alta precipitação bem distribuída durante o ano (0 a 60 dias), tendo maior abundância nas áreas de clima tropical chuvoso de floresta (Af), onde não há estação seca (MARTINS, 2012).

“As florestas sobre restinga correspondem à Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, no sistema de Veloso (1992). São florestas altas que ocupam as planícies litorâneas, constituídas por deposição de rastejos e escoamento superficial das serras costeiras (origem continental) e trechos de deposição da marinha (origem oceânica), sempre associada a fatores limitantes como alta salinidade, oligotrofia, instabilidade do solo e forte influência hídrica.” (MARTINS, 2012, p.115).

De acordo com a geomorfologia da região, os tabuleiros costeiros integram as formações morfopedolíticas (SILVA, 1996). A formação tem origem na Idade Pliocênica e está relacionada ao Grupo Barreiras (VELOSO, 1992). Os solos constituintes são do tipo argissolo amarelo distrófico típico e espodossolos cárbicos (ASSIS et al., 2003).

### **1.1.1 Sistema Agroflorestal – Cacau Cabruca**

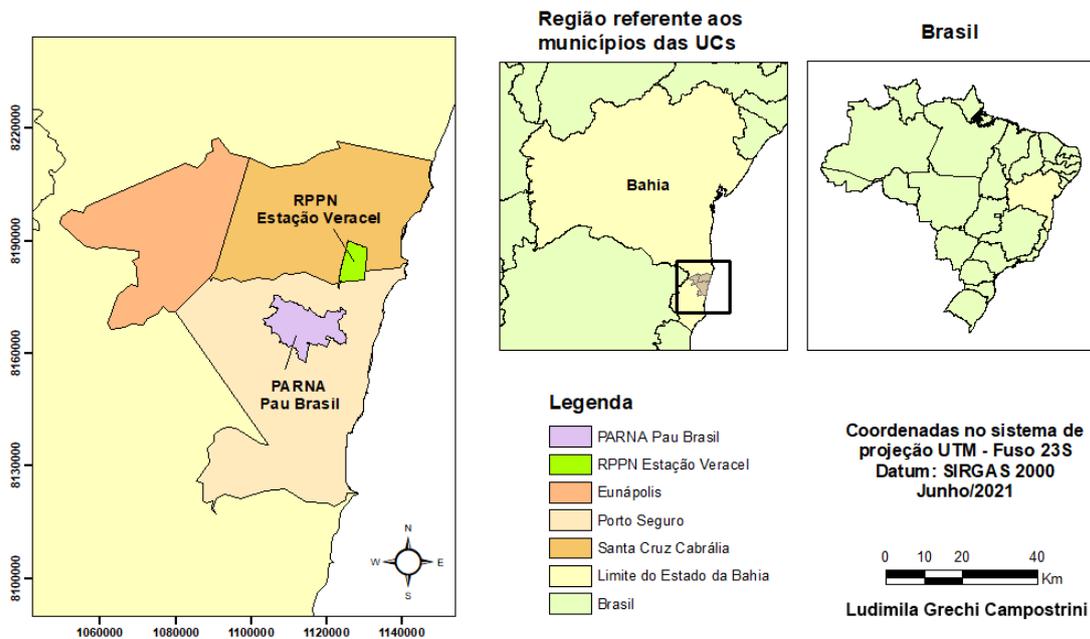
O corredor é composto principalmente por áreas de pastagem, sistema agroflorestal também chamado de “cabruca”, mata ciliar e pequenos fragmentos de vegetação nativa. O cacau (*Theobroma cacao*) é tradicionalmente plantado no sul da Bahia desde o começo do século XIX. A produção de cacau na região do sul da Bahia foi considerada a atividade econômica central no começo do século XIX (SAMBUICHI & HARIDASAN, 2007) e o aumento recente da cotação de cacau fez com que o fruto fosse novamente um atrativo aos produtores rurais.

O sistema cabruca é um modelo tradicional dentro dos sistemas agroflorestais onde ocorre a remoção radical do sub-bosque e a redução da densidade arbórea superior, restando árvores suficientes com a finalidade de fornecer sombra, para o plantio e desenvolvimento dos cacauzeiros (ROLIM & CHIARELLO, 2004). Esse sistema permitiu a conservação das espécies nativas arbóreas do leste do Brasil, pois desempenham a função de corredores ecológicos e barreiras de proteção a manchas de vegetação remanescentes (SAMBUICHI & HARIDASAN, 2007).

No entanto, o cacau cabruca tem sofrido com a limitação da composição arbórea e com o abandono ou transformação das plantações em áreas de pastagem (ROLIM & CHIARELLO, 2004; SAMBUICHI & HARIDASAN, 2007). A redução da conectividade natural exercida pela mata ciliar presente no entorno do rio Buranhém pode ser comprometida pela transformação dessas áreas em métodos de cultivo não eficientes, como pastagens extensivas em Áreas de Preservação Permanente (APP) e utilização de queimadas, que impedem uma conservação adequada dos serviços ecossistêmicos locais.

## 1.2 Unidades de Conservação

Figura 1 - Localização das Unidades de Conservação pertencentes ao corredor ecológico EVC-PARNA



### a) Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN Estação Veracel)

De acordo com o plano de manejo (2016), a RPPN Estação Veracel (16°23'S, 39°09'O), propriedade da Veracel S.A., possui uma área de 6.069 hectares que abrange os municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália. Está inserida na área conhecida como Costa do Descobrimento e encontra-se situada na mesorregião geográfica do Sul Baiano, microrregião Porto Seguro. Tem como acesso principal a BR-367 e está localizada a cerca de 15km do centro histórico de Porto Seguro e a 56 km da área urbana de Eunápolis.

A reserva está incorporada ao Corredor Central da Mata Atlântica, em uma região de intensa fragmentação florestal. Corresponde a uma mancha florestal isolada em uma matriz de predominância agropecuária, caracterizada principalmente pela pecuária extensiva e plantios de eucalipto. A RPPN Estação Veracel apresenta uma fração importante de vegetação conhecida como floresta de tabuleiro e possui trechos de muçununga, vegetação restrita de solos arenosos e alagadiços. Destaca-se como núcleo de megabiodiversidade por apresentar mais de 50% das espécies endêmicas de aves e da fauna de vertebrados ameaçados da Mata

Atlântica. É reconhecida como uma das 10 áreas de maior diversidade de indivíduos arbóreos por hectare do Brasil e apresenta abundância de espécies endêmicas conhecidas da Mata Atlântica.

**b) Parque Nacional do Pau Brasil (PARNA Pau Brasil)**

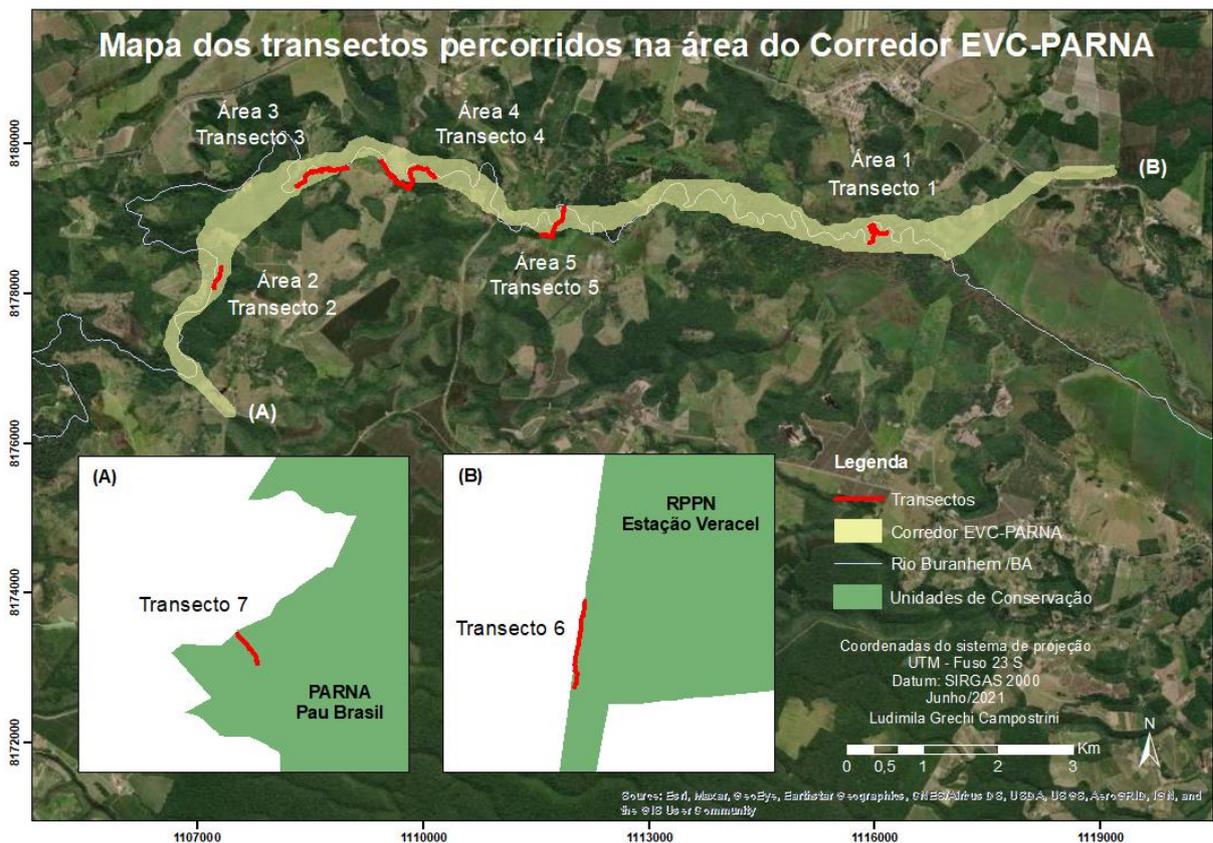
As informações a seguir foram retiradas do Plano de Manejo do Parque (ICMBIO, 2016). O Parque Nacional do Pau Brasil (16°35' S, 39°22'O) é uma unidade de conservação de proteção integral que compreende cerca de 19.027,2218 hectares, compondo um dos maiores fragmentos preservados de floresta de tabuleiro da Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil. Localiza-se próximo ao município de Porto Seguro, região da zona costeira do extremo sul da Bahia, divisor de águas das bacias do Rio Buranhém e do Rio dos Frades. Tem como limites os marcos geográficos de Vale Verde (N), Rio dos Frades (S), Vila de Trancoso (L) e a BR101 (O).

É uma área exposta a riscos de invasão, incêndios criminosos, problemas com caça, uso inadequado de agrotóxicos e de água, invasão de animais domésticos (gado) e abriga áreas particulares ainda sem regularização fundiária. O PARNA Pau Brasil possui altos índices de diversidade de espécie do bioma com um rico repositório de fauna e flora. A maior população remanescente da árvore pau-brasil (*Paubrasilia echinata*) está concentrada no parque.

## 2. Coleta de dados

### 2.1 Seleção de áreas

Figura 2 - Mapa dos transectos percorridos na área do corredor EVC-PARNA durante as campanhas



O contato com os proprietários foi efetuado em janeiro de 2020 para obter autorização de acesso as propriedades, em áreas onde o corredor está inserido. Foram escolhidas 7 áreas, após estabelecer contato com os proprietários rurais para permissão de realizar a pesquisa nas suas respectivas propriedades, sendo elas duas unidades de conservação e 5 propriedades rurais (Tabela 1). É válido destacar que o corredor não se forma direto da RPPN Estação Veracel, nem do Parque Nacional do Pau Brasil, mas sim, de áreas excedentes de mata da Veracel e do PARNA, que têm conexão com as duas UC.

Tabela 1 - Identificação das áreas e transectos estabelecidos nas propriedades e nas unidades de conservação referentes a pesquisa

Áreas	Transectos	Correlação das Áreas
1	1	Rancho das Gurias
		Fazenda Vista Bela
2	2	Fazenda Santo Antônio
3	3	Fazenda Vale Verde
4	4	
5	5	Fazenda Vista Linda
RPPN	6	RPPN Estação Veracel
PARNA	7	Parque Nacional do Pau Brasil

A amostragem foi realizada em trilhas previamente existentes ou conforme a necessidade de abertura de novas trilhas, analisando também as bordas dos remanescentes e estradas de terra presentes na porção interna dos fragmentos e em suas proximidades. Pelo fato de um dos transectos escolhidos ficar na divisa entre duas propriedades rurais, essas áreas combinadas passaram a ser chamadas de área 1. Como forma de padronização, quatro pontos equidistantes de parada foram estabelecidos em cada área. Diferente dos outros trechos, foram escolhidos três pontos equidistantes na área 2, devido a condições de acesso limitadas e por ser próxima ao limite da propriedade vizinha. A distância escolhida entre os pontos foi de 200 metros, para evitar que a reprodução do *playback* ficasse muito próxima do ponto subsequente e o mesmo indivíduo ou bando fosse contabilizado duas vezes na mesma área.

Geralmente, em cada semana eram efetuadas quatro campanhas. As idas a campo foram realizadas nos dois períodos do dia (manhã e tarde). As áreas selecionadas nas propriedades e nas unidades de conservação foram visitadas aleatoriamente e o tempo de permanência em campo era em torno de quatro horas em cada período do dia, sendo o campo pela manhã entre 6:00-10:00 horas e entre 13:00-17:00 horas pela tarde, podendo variar devido a condições climáticas e disponibilidade dos acompanhantes. Todos os pontos de amostragem coletados foram inseridos em GPS fornecido pelo aplicativo de celular GAIA GPS, para compor o banco de dados referentes a análises posteriores. Foram concluídos 7 meses em campo, totalizando cerca de 200 horas em 50 dias de trabalho de campo.

## 2.2 Avaliação de Primatas

No presente estudo, quatro espécies de primatas foram selecionadas como indicadores de eficiência para a implantação do corredor, sendo elas: sagui-da-cara-branca

(*Callithrix geoffroyi*), macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*), guigó (*Callicebus melanochir*) e o bugio-marrom (*Alouatta guariba guariba*), onde as três últimas são consideradas ameaçadas de extinção. A escolha dos transectos nas propriedades rurais foi realizada de acordo com a facilidade de acesso à área estipulada do corredor ecológico, seguindo preferencialmente como limite, as margens do rio Buranhém. Como as Unidades de Conservação (RPPN e PARNA) são consideradas regiões com alto índice de diversidade e preservação, foram selecionados transectos independentes da conexão com o corredor, como região-controle. A área relativa ao PARNA Pau Brasil foi indicada pelos funcionários como sendo a área de última visualização do *A. guariba* na região localizada dentro do parque. O número de transectos foi totalizado em sete e seus tamanhos eram estimados em cerca de 1km de percurso, em razão do distanciamento dos pontos, diferindo do método tradicional de amostragem de distâncias em transecções lineares (Distance Sampling) (BURNHAM et. al., 1980; BUCKLAND et. al., 1993; PERES, 1999).

Foram utilizados *playbacks* em formato MP3 cedidos gentilmente pela pesquisadora PhD Maria Otávia Silva Crepaldi, da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), para atrair os primatas. Os *playbacks* utilizados eram referentes as espécies *Alouatta fusca*, *Callicebus personatus*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix geoffroyi* e *Sapajus apella*. Foi elaborada uma caixa de som personalizada para alcançar a distância sonora de até 200 metros, de acordo com a proposta relativa ao distanciamento dos pontos. Para reproduzir as gravações, inicialmente foi feito um protótipo de caixa acústica de dimensões 20 x 18 x 45cm, composta por uma placa amplificadora de som de 50W com entrada USB e conectividade *bluetooth* (*Universal Audio*, modelo Hifi Bass Power), um driver de titânio acoplado a uma corneta longa (marca Selenium) anexados ao equipamento e a fonte de energia utilizada era uma bateria selada de motocicleta (marca Moura, 12V. 6Ah) (Figura 3).

Figura 3 - Protótipo de caixa de som para reprodução de playback e bateria de automóvel substitutiva à bateria de moto anterior



Fonte: Acervo pessoal (2021).

A fonte de energia posteriormente foi trocada por uma bateria de automóvel (marca Extranger [com cálcio] 12V. 40Ah], devido a sobrecarga na bateria anterior (Figura 3). Houve uma falha não identificada no sistema do equipamento que dificultou a continuidade do uso e optou-se por uma troca de aparelho de som, substituindo o protótipo por duas caixas multimídia portáteis JBL (Charge 4 [modelo K951655, 30W] e Flip 4 (modelo JBLFLIP4SQUAD, 16W) (Figura 4), conectadas uma à outra para expandir o alcance o som.

Figura 4 - Caixas de som definitivas, modelo JBL



Fonte: Acervo pessoal (2021).

Os aparelhos de som JBL responsáveis pela reprodução dos *playbacks* foi posicionado no ponto escolhido e o direcionamento do som era feito de acordo com os quatro pontos cardeais: Norte (N), Sul (S), Leste (L) e Oeste (O). A presença ou ausência dos indivíduos era contabilizada através de três critérios: visual, vocalização ou “sem registro”, partindo do princípio de que ao escutar a vocalização de um primata fica sugerido que há pelo

menos um indivíduo presente no ponto de escuta. O termo “sem registro” refere-se à ausência do primata no dado momento. Os transectos seguiram a ordem numérica crescente dos pontos (P1, P2, P3 e P4) distantes 200 metros entre si. O total de permanência em cada ponto era de aproximadamente 1 hora. Ao iniciar o ponto, a caixa de som era posicionada na mesma direção do ponto cardeal escolhido e o áudio era reproduzido por 2 minutos. O tempo de espera era de 2 minutos para observação de resposta visual ou auditiva. Em caso positivo, registrava-se as anotações de campo referentes principalmente ao horário da coleta, nome vulgar do indivíduo, quantidade de indivíduos, direção de projeção do som, direção de resposta, distância visual e tipo de registro (vocalização ou visual), seguindo para o próximo primata ainda não registrado. Em caso negativo, o procedimento era repetido para as outras direções seguindo o mesmo tempo de reprodução e espera. Para cada primata, o tempo de reprodução era de 16 minutos, 4 minutos para cada ponto cardeal. O procedimento era realizado 4 vezes no mesmo ponto, por se tratar das quatro diferentes espécies de primatas estudadas neste trabalho. A permanência em campo era por cerca de 4 horas, onde os playbacks eram reproduzidos até o surgimento das espécies ou até a última reprodução sonora no ponto final da campanha.

### **2.3 Avaliação de aves ameaçadas de extinção**

Em conjunto com a pesquisa sobre primatas na região determinada como área de implantação do corredor ecológico que estabelecerá a conexão entre a RPPN Estação Veracel e o PARNA Pau Brasil, foi solicitado pela RPPN que fizéssemos o monitoramento das aves presentes no corredor. Para que a pesquisa fosse efetuada sem falhas no reconhecimento das espécies de avifauna, o funcionário do observatório de aves da RPPN com vasta experiência no assunto, Jailson Souza, auxiliou o trabalho no acompanhamento e identificação desses animais em campo. A prioridade da pesquisa foi identificar aves ameaçadas de extinção que estariam utilizando o corredor como forma de abrigo, busca de alimentos e área de movimento e transição de um fragmento a outro. A pesquisa das aves se iniciava em conjunto com a pesquisa de primatas. A amostragem era iniciada a partir das 6:00 horas da manhã, período de alta atividade da avifauna, seguindo aproximadamente até as 10:00 horas e no período da tarde, entre 13:00-17:00 horas.

Também foi conduzida a metodologia dos transectos dos mamíferos para a avifauna, seguindo a ordem numérica crescente dos pontos (P1, P2, P3 e P4) equidistantes 200 metros entre si. O tempo de permanência em cada ponto era por cerca de 1 hora. Conforme a

reprodução dos *playbacks*, a presença das aves era reconhecida através da vocalização ou contato visual com o indivíduo. Alguns indivíduos também foram documentados por meio de fotografias com a utilização de uma máquina fotográfica Canon EOS 80D e uma lente Canon Ef 300mm f/4L acoplada. As principais informações coletadas em campo incluíam nome vulgar, quantidade de indivíduos da espécie, horário da coleta e a forma de registro (visual ou auditiva), anotadas em uma caderneta. As coordenadas geográficas eram referentes ao ponto de reprodução dos *playbacks*.

Figura 5 - Observador de aves, Jailson Souza, identificando espécies da avifauna presentes na região do corredor



Fonte: Acervo pessoal (2021).

Para confirmação das informações sobre as espécies coletadas, utilizou-se artigos científicos e consultas a especialistas. Registros de outros grupos faunísticos dentro do corredor ou na área circundante foram anotados, porém não incluídos nos cálculos.

### **3. Análise de dados e métodos estatísticos**

A análise dos dados foi feita através de comparações de riqueza entre as áreas de coleta utilizando os dados obtidos nas 50 campanhas realizadas. O método não-paramétrico *Jackknife* de primeira ordem foi aplicado para calcular as estimativas de riqueza de espécies

(HELTSHE & FORRESTER, 1983) e construir as curvas de acumulação afim de avaliar o esforço amostral de cada campanha. É um estimador da riqueza total que considera o número de espécies raras encontradas na amostra (SANTOS, 2003). Os dados de presença ou ausência para indivíduos selecionados em cada área de amostragem apontam com precisão a riqueza de espécies (COLWELL, 2013). O estimador foi calculado pelo software EstimatesS 9.1.0 (COLWELL, 2013), mediante reamostragem para 100 aleatorizações, sem substituição.

O cálculo de similaridade entre as áreas amostradas foi apurado pelo software PAST 4.03 (HAMMER et al., 2001), obtendo o índice de similaridade de Jaccard, a fim de averiguar a composição do arranjo de espécies de aves e primatas. Esse índice emprega coeficientes binários para comparação entre duas comunidades, numa escala de 0 a 1, onde zero é referente a completa dissimilaridade e um, quando são totalmente similares (MAGURRAN, 2013). Os dendrogramas também foram obtidos através do software PAST 4.03. As análises comparativas para obtenção do gráfico do tipo boxplot foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2014).

Tabela 2 - Formulário utilizado para os cálculos estatísticos de riqueza e similaridade entre as áreas avaliadas

Método	Fórmula	Detalhamento
Método <i>Jackknife</i> de 1ª Ordem	$S_{Jack1} = S_{obs} + Q_1 \left( \frac{n-1}{n} \right)$	$S_{Jack1}$ = riqueza estimada $S_{obs}$ = riqueza observada $Q_1$ = número de espécies encontradas em apenas uma amostra $n$ = número de amostras analisadas
Índice de Similaridade de Jaccard	$S_j = \frac{a}{a + b + c}$	$S_j$ = coeficiente de Jaccard $a$ = número de espécies presentes somente na amostra a $b$ = número de espécies presentes somente na amostra b $c$ = número de espécies comuns a ambas as amostras

## RESULTADOS

### Inventário faunístico

Das quatro espécies de primatas listadas na pesquisa, apenas as espécies *Callithrix geoffroyi* e *Callicebus melanochir* foram registradas no âmbito do corredor. Indivíduos de *Sapajus robustus* não foram observados na área do corredor, apenas dentro das unidades de conservação (Figura 6). Não foram obtidos registros de *Alouatta guariba guariba* durante a realização da pesquisa.

Figura 6 - Primatas registrados durante as campanhas no corredor EVC-PARNA: (A) Sagui-da-cara-branca (*Callithrix geoffroyi*); (B) Macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*); e (C) Guigó (*Callicebus melanochir*).



Fonte: (A) acervo pessoal (2021); (B) e (C) Jailson Souza (2021).

A família de maior representatividade dentro do corredor foi Callitrichidae (76,15%), sendo contabilizados 99 indivíduos de *C. geoffroyi*. Apenas saguis-da-cara-branca (*C. geoffroyi*) e guigós (*C. melanochir*) foram encontrados em área de “sistema cabruca”, sendo os guigós avistados exclusivamente próximos a fragmentos maiores (Tabela 3). No entanto, durante o levantamento de campo, esses primatas foram avistados nas cabrucas somente em estrato arbóreo superior. Os saguis também foram avistados em travessia nas matas ciliares do rio Buranhém. Devido à sua difícil visualização, o número de *C. melanochir* pode ser maior do que a quantidade registrada. Os indivíduos dessa espécie, quando registrados somente por meio de vocalização, eram contabilizados como um indivíduo apenas. Esse critério também foi utilizado para as outras três espécies.

Tabela 3 - Espécies de primatas ameaçadas registradas durante as campanhas dentro do corredor. IUCN: (LC) pouco preocupante, (NT) quase ameaçada, (VU) vulnerável, (EN) em perigo, (CR) criticamente em perigo; Tipos de registro: (Vi) visual, (Vo) vocalização; Habitat: (Ca) cabruca, (Fl) floresta, (Ps) pastagem, (Mc) mata ciliar

Nº de indivíduos	Nome comum	Nome científico	Família	IUCN	Tipo de registro	Habitat	Áreas de registro
99	Sagui-da-cara-branca	<i>Callithrix geoffroyi</i>	Callitrichidae	LC	Vi, Vo	Ca, Fl, Ps, Mc	PARNA, RPPN, 1, 2, 3, 4, 5
10	Guigó, sauá	<i>Callicebus melanochir</i>	Pitheciidae	VU	Vi, Vo	Ca, Fl	PARNA, RPPN, 2, 3, 4, 5
21	Macaco-prego-de-crista	<i>Sapajus robustus</i>	Cebidae	EN	Vi, Vo	Fl	PARNA, RPPN
0	Bugio-marrom, barbado	<i>Alouatta guariba guariba</i>	Atelidae	CR	SR	SR	SR

Outras espécies de fauna foram avistadas no corredor e adjacências (Tabela 4). A identificação das espécies foi realizada por especialistas e por meio de consulta a artigos científicos. Nenhum dos animais avistados encontra-se sob ameaça de extinção, de acordo com a lista da IUCN. Relatos de funcionários indicam a presença de diferentes animais em outras localidades das fazendas, tais como ouriço-cacheiro (*Erinaceus europaeus*), onça-parda (*Puma concolor*), anta (*Tapirus terrestres*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), entre outros.

Tabela 4 - Lista das espécies de diferentes grupos faunísticos registradas na matriz circundante ao corredor ecológico EVC-PARNA. IUCN: (LC) pouco preocupante; Tipo de registro: (Vi) visual; Habitat: (Ca) cabruca, (Fl) floresta, (Ps) pastagem, (Mc) mata ciliar

Nº de indivíduos	Nome comum	Nome científico	Família	IUCN	Tipo de registro	Habitat	Áreas de registro
1	Irara, papa-mel	<i>Eira barbara</i>	Mustelidae	LC	Vi	Ca	2
4	Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae	LC	Vi	Fl	PARNA
4	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Dasypodidae	LC	Vi	Fl, Ca	RPPN, 2
5	Quati	<i>Nasua nasua</i>	Procyonidae	LC	Vi	Fl	RPPN, PARNA
1	Preguiça-comum	<i>Bradypus variegatus</i>	Bradypodidae	LC	Vi	Fl	4
2	Teiú	<i>Tupinambis merianae</i>	Teiidae	LC	Vi	Fl, Ps, Mc	PARNA, 4
1	Sapo-de-chifres	<i>Proceratophrys renali</i>	Odontophrynidae	LC	Vi	Fl	RPPN
1	Cobra-cega, Cecília	<i>Leposternon sp.</i>	Amphisbaenidae	LC	Vi	Fl	RPPN
1	Rã-de-bigode	<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Leptodactylidae	LC	Vi	Ca	2
1	Sapo-cururuzinho	<i>Rhinella crucifer</i>	Bufoidea	LC	Vi	Ca	1

Em relação as espécies de aves, foram listadas 14 espécies ameaçadas de extinção, distribuídas em 6 famílias totalizando 68 registros, sendo 44 vocalizações e 24 avistamentos. (Tabela 5). A família Psittacidae foi a mais abundante (80,00%), com 118 indivíduos avistados, seguida da família Thamnophilidae (7,50%), com 11 indivíduos. Além das aves ameaçadas, foram observadas espécies da ordem Passeriformes durante as campanhas, porém não foram consideradas neste trabalho.

Indivíduos de *Pyrrhura cruentata* tiveram o maior número de registros (36 indivíduos), seguido das espécies *Pionus reichenowi* (30 indivíduos), *Aratinga auricapillus* (28 indivíduos) e *Amazona rhodocorytha* (24 indivíduos), essa última com maior frequência de visualização em número de dias. As famílias Cotingidae (4,05%) e Trochilidae (4,05%) tiveram a mesma quantidade de visualizações, porém os representantes da família Cotingidae incluíram diversas espécies (*Procnias nudicollis*, *Xipholena atropurpurea*, *Cotinga maculata* e *Carpornis melanocephala*), enquanto a família Trochilidae incluiu exclusivamente a espécie *Glaucis dohrnii*. Nessas duas famílias, apenas as espécies *Procnias nudicollis* e *Glaucis dohrnii* foram avistadas na área do corredor, sendo as restantes observadas somente nas unidades de conservação.

As famílias Picidae (2,03%) e Ramphastidae (2,70%) tiveram menos avistamentos e incluíram as espécies *Celeus torquatus* (dois indivíduos), *Piculus aurulentus* (um indivíduo) e *Ramphastos vitellinus ariel* (quatro indivíduos). As espécies avistadas em área de “sistema cabruca” foram: *Myrmotherula urosticta*, *Aratinga auricapillus*, *Pionus reichenowi*, *Amazona rhodocorytha*, *Herpsilochmus pileatus* e *Glaucis dohrnii*. Todas as espécies de aves listadas foram encontradas em áreas de floresta, exceto a araponga (*Procnias nudicollis*), encontrada em área de pastagem adjacente a floresta. As espécies *Aratinga auricapillus* e *Herpsilochmus pileatus* também foram registradas em áreas de pastagem próximas a floresta (matas ciliares).

Tabela 5 - Espécies de aves ameaçadas registradas durante as campanhas dentro do corredor. IUCN: (LC) pouco preocupante, (NT) quase ameaçada, (VU) vulnerável, (EN) em perigo, (CR) criticamente em perigo; Tipos de registro: (Vi) visual, (Vo) vocalização; Habitat: (Ca) cabruca, (Fl) floresta, (Ps) pastagem, (Mc) mata ciliar

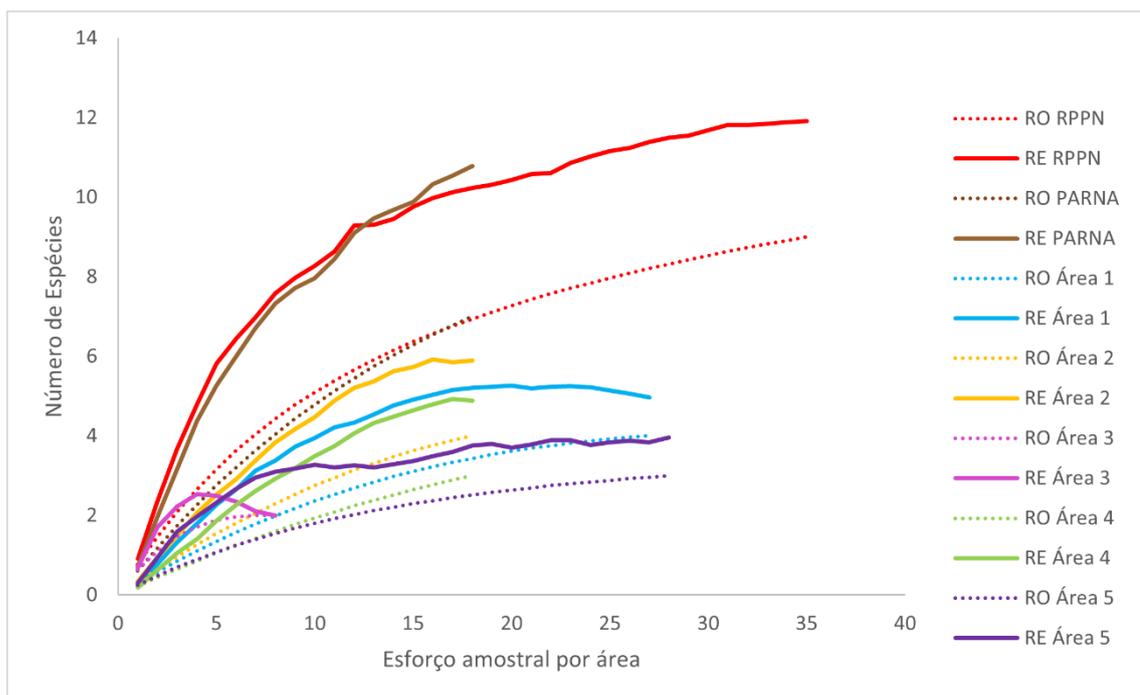
Nº de indivíduos	Nome comum	Nome científico	Família	IUCN	Tipo de registro	Habitat	Áreas de registro
36	Tiriba-grande	<i>Pyrrhura cruentata</i>	Psittacidae	VU	Vi, Vo	Fl	RPPN, PARNA
28	Choquinha-de-rabo-cintado	<i>Myrmotherula urosticta</i>	Thamnophilidae	VU	Vi, Vo	Ca, Fl	1, 2, 3, 4
30	Jandaia-de-testa-vermelha	<i>Aratinga auricapillus</i>	Psittacidae	NT	Vi, Vo	Ca, Fl, Ps, Mc	RPPN, PARNA, 5
24	Maitaca-de-barriga-azul	<i>Pionus reichenowi</i>	Psittacidae	VU	Vi, Vo	Ca, Fl	RPPN, PARNA, 1, 2, 3, 5
4	Chauá	<i>Amazona rhodocorytha</i>	Psittacidae	EN	Vi, Vo	Ca, Fl	RPPN, PARNA, 2, 4
1	Chorozinho-de-boné	<i>Herpsilochmus pileatus</i>	Thamnophilidae	VU	Vo	Ca, Fl, Ps, Mc	RPPN
7	Pica-pau-dourado	<i>Piculus aurulentus</i>	Picidae	NT	Vo	Fl	RPPN, 2
6	Balança-rabo-canela	<i>Glaucis dornii</i>	Trochilidae	EN	Vi, Vo	Ca, Fl	RPPN, 1, 5
3	Sabiá-pimenta	<i>Carpornis melanocephala</i>	Cotingidae	VU	Vi, Vo	Fl	RPPN
2	Pica-pau-de-coleira	<i>Celeus torquatus</i>	Picidae	NT	Vo	Fl	RPPN
4	Tucano-de-bico-preto	<i>Ramphastos vitellinus ariel</i>	Ramphastidae	VU	Vi, Vo	Fl	PARNA
1	Araponga	<i>Procnias nudicollis</i>	Cotingidae	VU	Vo	Ps, Mc	4
1	Anambé-de-asa-branca	<i>Xipholena atropurpurea</i>	Cotingidae	EN	Vi	Fl	PARNA
1	Crejoá	<i>Cotinga maculata</i>	Cotingidae	CR	Vi	Fl	PARNA

## Riqueza de espécies

Os cálculos do estimador Jackknife de 1ª ordem baseiam-se no número de espécies raras encontradas. A quantidade de espécies observadas foi, majoritariamente, menor que a estimada, demonstrando maior probabilidade de incremento do número de espécies raras nas amostras, caso houvesse aumento do esforço amostral. No geral, as curvas de rarefação tiveram baixa tendência a estabilização da assíntota.

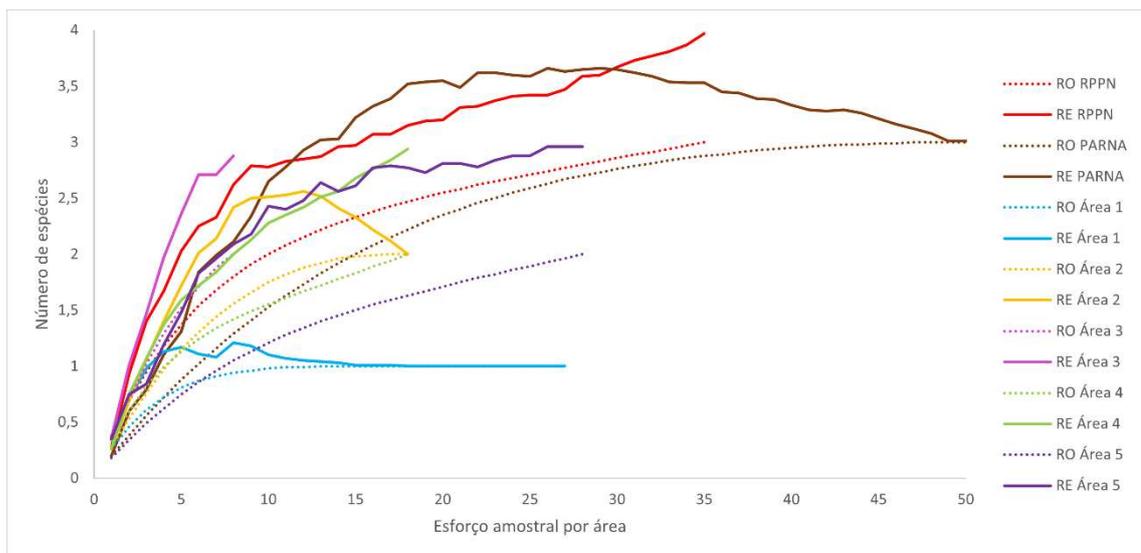
Nenhuma das curvas de riqueza observada se equiparou com as curvas de riqueza estimada, indicando que o número de espécies avistadas nas áreas amostradas poderia ser maior (Figura 7). As áreas 1 e 5 apresentaram uma tendência a estabilização da curva e uma aproximação do número de espécies observadas e estimadas. As unidades de conservação apresentaram elevada diversidade de espécies comparado às outras áreas, com potencial para alcançar maiores valores de riqueza de espécies, de acordo com o estimador Jackknife. A diversidade total de espécies de aves alcançou 77,91% de eficiência.

Figura 7 - Curvas de rarefação da riqueza de aves utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem para comparação entre a riqueza observada (RO) e riqueza estimada (RE) das espécies nas áreas de Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN), Parque Nacional do Pau Brasil (PARNA) e nas áreas 1, 2, 3, 4 e 5



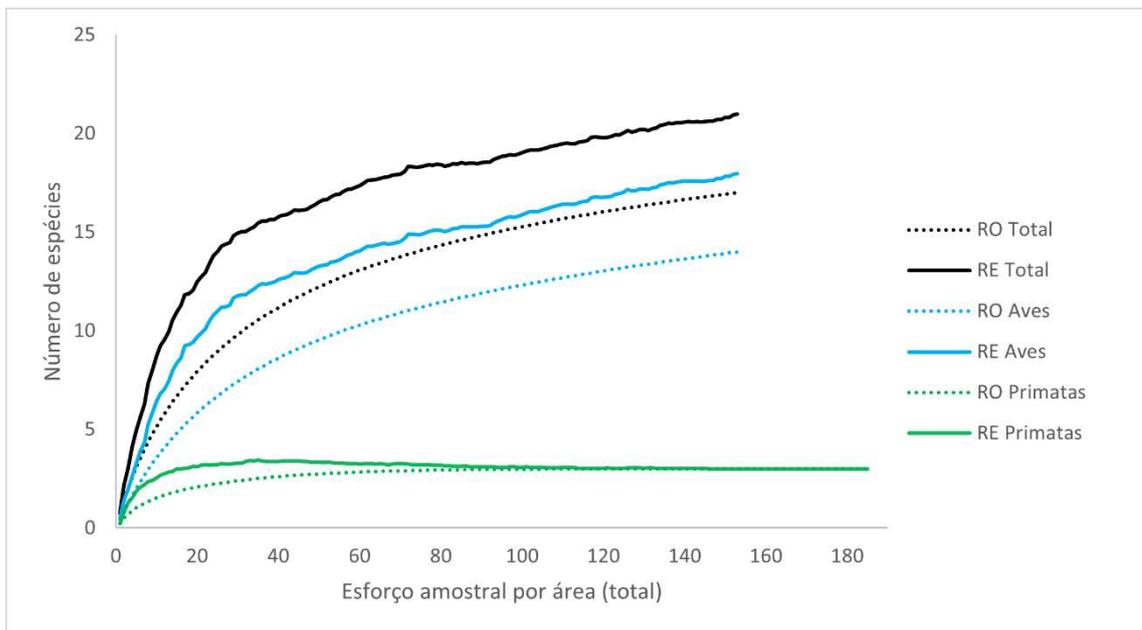
O PARNA Pau Brasil e a RPPN Estação Veracel obtiveram os maiores valores de riqueza estimada pelo estimador Jackknife de 1ª ordem. Nas áreas 1, 2 e no PARNA, houve um início de estabilização entre as riquezas estimada e observada (Figura 8). No entanto, apenas a área do PARNA apresentou maior riqueza de espécies (*C. geoffroyi*, *S. robustus* e *C. melanochir*) quando comparado à área 1 (*C. geoffroyi*, apenas) e à área 2 (*C. geoffroyi* e *C. melanochir*). As demais áreas amostradas não alcançaram a assíntota, indicando que o número de espécies observadas foi menor que o estimado. O valor de diversidade total de espécies de primatas alcançou 100% de eficiência para o total das áreas amostradas.

Figura 8 - Curvas de rarefação da riqueza de primatas utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem para comparação entre a riqueza observada (RO) e riqueza estimada (RE) das espécies nas áreas de Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN), Parque Nacional do Pau Brasil (PARNA) e nas áreas 1, 2, 3, 4 e 5



A curva de rarefação total não alcançou a assíntota estimada, apresentando elevado crescimento inicial seguida de tendência a estabilização. O valor de espécies observadas (17) se aproximou do valor estimado (21), indicando uma amostragem satisfatória da área de estudo (Figura 9). De acordo com a eficiência de coleta, a curva de rarefação total apresentou 81,07% da diversidade total de espécies nas áreas amostradas. A curva de rarefação de primatas, especificamente, teve os valores iguais de riqueza observada e estimada a partir do valor 85, referente ao esforço amostral, atingindo o valor de riqueza total estimado. A quantidade de aves estimada foi maior que a observada e também não atingiu a assíntota.

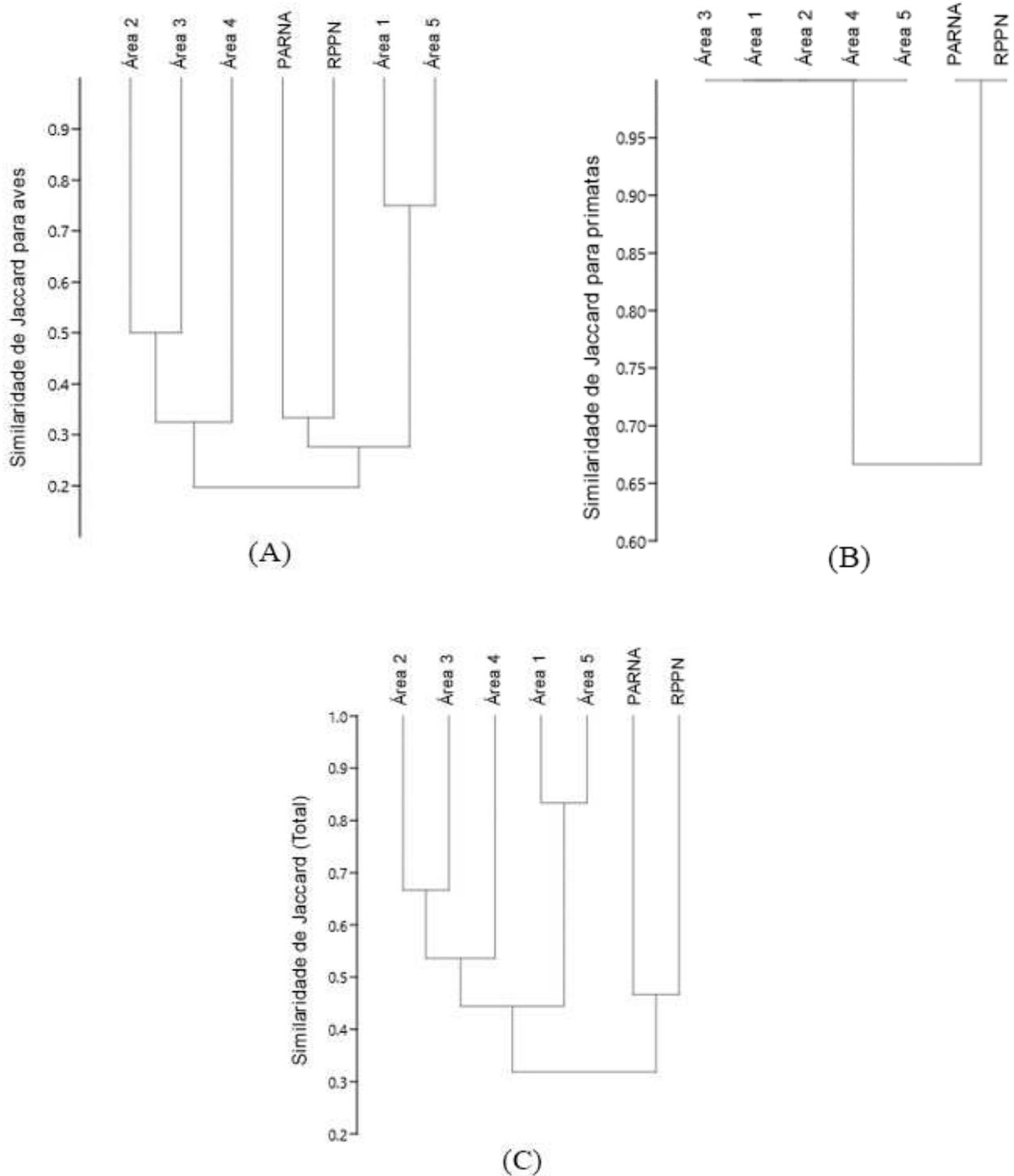
Figura 9 - Curvas de rarefação da riqueza total de aves e de primatas, utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem para comparação entre a riqueza observada (RO) e riqueza estimada (RE) das espécies nas áreas de Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel (RPPN), Parque Nacional do Pau Brasil (PARNA) e nas áreas 1, 2, 3, 4 e 5.



### Similaridade entre as áreas avaliadas

O padrão de similaridade entre as áreas amostradas é afetado pelo tipo de habitat constituinte. Os fragmentos florestais abrangidos pelas unidades de conservação podem ser divididos em dois grupos: (I) áreas 2, 3 e 4; e (II) áreas 1 e 5 (Figura 10-C).

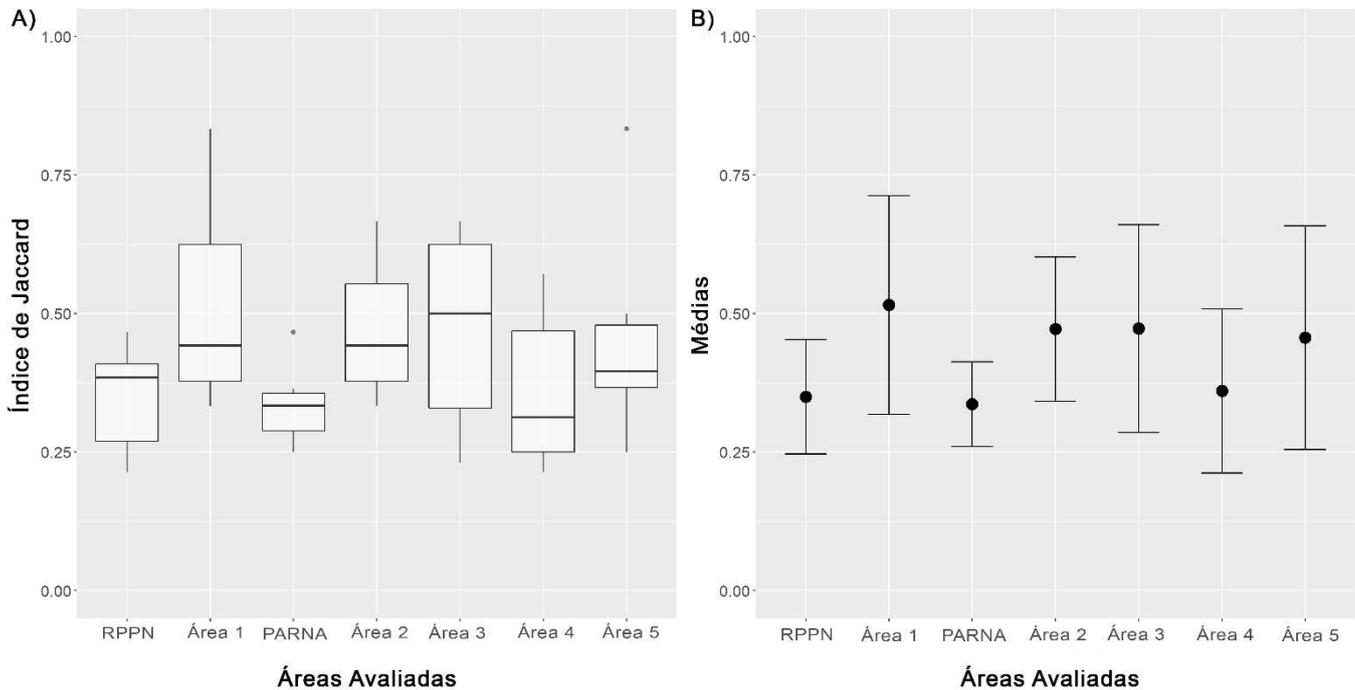
Figura 10 - Dendrogramas de similaridade entre as sete áreas monitoradas utilizando o índice de similaridade de Jaccard, tendo como base a fauna de primatas e aves: (A) grau de similaridade para aves; (B) grau de similaridade para primatas; (C) grau de similaridade de riqueza total.



O grupo I é constituído pelo sistema de cabruca nas áreas 2 e 3, e por pastagem, floresta e mata ciliar na área 4. Nesse grupo há predomínio do componente florestal, sendo que as áreas 2 e 3 são constituídas por fragmentos florestais adjacentes aos plantios de cacau. As áreas 1 e 5 (grupo II) são formadas majoritariamente pelo sistema cabruca, com presença de indivíduos arbóreos para fornecer sombreamento aos cacauzeiros e um sub-bosque pouco complexo. Todas as áreas possuem matriz antrópica de predomínio agropecuário, favorecendo o desequilíbrio ecológico. A análise de similaridade evidenciou um baixo número de espécies em comum entre os fragmentos florestais das unidades de conservação e as áreas de cabruca. Em relação ao observado sobre aves (Figura 10-A), dois grupos podem ser considerados em semelhança ao dendrograma total (C), no entanto, os dados de similaridade das unidades de conservação mostraram semelhança com as áreas 1 e 5. As áreas 2, 3 e 4 mantiveram a similaridade apresentada em (C). Em relação ao dendrograma de primatas, apenas a área 4 apresentou vegetação similar às unidades de conservação, possivelmente devido a semelhança em suas composições florísticas, diferindo das áreas de cabruca.

Ao comparar as áreas avaliadas com a riqueza de espécies encontradas em cada uma, pode-se observar que não houve diferença significativa entre as áreas. Através do cálculo de análise de variância (ANOVA), as médias não diferiram a 5% de significância, então as áreas são estatisticamente similares. Constatou-se que a mediana das áreas 1, 2 e 3 foram iguais (0,50), já as medianas das unidades de conservação RPPN e PARNA e áreas 4 e 5 foram diferentes (0,38; 0,33; 0,37 e 0,41, respectivamente) (Figura 11). As áreas 2 e 4 tiveram maior simetria na distribuição dos dados. As medianas das sete áreas foram semelhantes, no entanto, a variabilidade do número de espécies foi alta para algumas delas. Isso implica em uma certa dispersão dos dados, possivelmente devido a uma fragilidade em relação ao esforço amostral, como apresentado pela curva do coletor que foi menor nas áreas 1, 3 e 5. A área 1 teve a maior valor de dispersão de espécies e as unidades de conservação tiveram os menores valores. Apenas os dados da RPPN foram considerados assimétricos negativos, no restante das áreas foram assimétricos positivos.

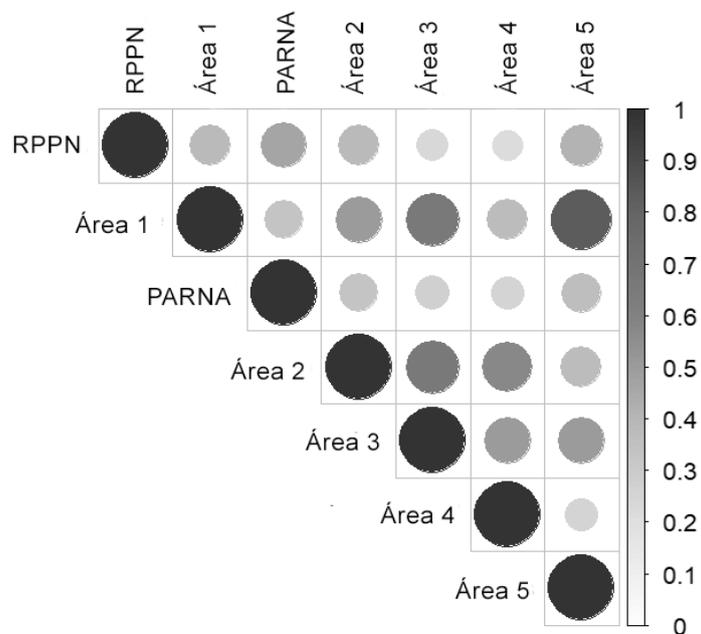
Figura 11 - Comparação da riqueza total de espécies de primatas e aves ameaçadas entre as sete áreas avaliadas durante as campanhas de monitoramento



De acordo com a figura 12, a coloração totalmente preta (1) indica a correlação máxima e a coloração totalmente branca (0) indica a correlação mínima alcançada pelas áreas amostrais. Essas áreas apresentam correlação máxima quando comparadas com elas mesmas. Os critérios dos valores de correlação foram estabelecidos como: alto (0,70-1,00), médio (0,40-0,69) e baixo (0,00-0,39). A partir de uma análise comparativa, é possível afirmar que apenas as áreas 1 e 5 possuem correlação alta (83%). Ainda em relação a área 1, esta apresenta correlação média entre as áreas 2 (50%) e 3 (67%). A área 3 tem correlação mediana entre as áreas 4 e 5, ambas com 50%, assim como a correlação mediana obtida entre as áreas 2 e 4 (57%).

O PARNA e a RPPN também tiveram correlação média, de 47%. No entanto, as Unidades de Conservação não tiveram valores de correlação alta quando comparadas com as áreas dentro do corredor, apenas a área 5 teve uma correlação mediana (42%) com a RPPN. Os menores valores de correlação foram obtidos através da comparação entre as Unidades de Conservação com as áreas 3 e 4, onde a RPPN apresentou 23% e 21% e o PARNA 27% e 25% para as áreas, respectivamente. A correlação entre as áreas 4 e 5 também foi considerada baixa (25%).

Figura 12 - Análise de correlação entre as sete áreas avaliadas durante as campanhas de monitoramento utilizando o índice de similaridade de Jaccard em relação as espécies de primatas e aves ameaçadas.



## DISCUSSÃO

### Grau de ocupação de primatas no corredor ecológico EVC-PARNA

As espécies encontradas dentro da região estabelecida para consolidação do corredor ecológico EVC-PARNA alcançaram diferentes estágios de ocupação nas áreas selecionadas. A distribuição de primatas na paisagem está de acordo com o abordado por Flesher (2015), onde constatou que os três gêneros estudados (*Sapajus* sp., *Callicebus* sp. e *Callithrix* sp.) se adaptaram a matriz de maneiras distintas, mesmo com a pressão da degradação ambiental, desmatamento e caça intensiva na região. Todavia, algumas características do ambiente fragmentado, como corpos d'água, pastagem e estradas, podem agir como barreiras físicas devido ao isolamento de remanescentes florestais, afetando a exploração de novas áreas por primatas e taxas de movimentação, assim como interfere no fluxo gênico entre populações desses animais (MORAES, 2017).

#### a) Sagui-da-cara-branca (*Callithrix geoffroyi*)

O *Callithrix geoffroyi* (sagui-da-cara-branca) é endêmico da Mata Atlântica e está categorizado como situação pouco preocupante (LC) pela lista vermelha da IUCN (MELO et al., 2021). Como esperado, indivíduos de *C. geoffroyi* foram mais abundantes (76,15%), sendo observados em toda a matriz. Grande et al. (2020) também tiveram um maior avistamento dos Callitrichidae nas campanhas, representado por 91,00% do total de primatas. Os saguis são animais que possuem uma capacidade de expansão territorial diversa, ocupando áreas que além das florestas nativas, como agroflorestas e áreas urbanas, regulando o padrão de uso da área com o que há disponível no ambiente (FLESHER, 2015; OLIVEIRA et al., 2017; FERREIRA et al., 2018).

Durante a pesquisa, os saguis avistados em matas ciliares que compõem o rio Buranhém utilizavam essa vegetação para locomoção entre a paisagem. Em áreas de cabruca foram registrados saguis apenas na parte superior do dossel. Não foram obtidos registros visuais desses primatas utilizando as árvores de cacau (*Theobroma cacao*) para deslocamento ou alimentação, no entanto, funcionários das propriedades afirmam que já avistaram a movimentação dos saguis nos cacauzeiros. Nas áreas com formação florestal foi observado um maior número de indivíduos, o que mostra a importância dos fragmentos florestais agregados ou próximos as matrizes agroflorestais e monoculturas. De acordo com Silva Ferreira (2014), autora citada por FLESHER (2015, p. 1188), o habitat agroflorestal raramente é utilizado

pelos saguis para descanso, tendo eles preferência por copas mais densas e florestas secundárias para abrigo.

Ferreira et al. (2018) relataram que indivíduos de *Callithrix* sp. utilizam plantações de seringueira e paisagem florestal para se locomover, no entanto, para atividades de descanso e alimentação, a escolha principal eram as florestas e raramente as seringueiras. Isso mostra que esses plantios favorecem o deslocamento dos primatas pela matriz, mas não oferecem qualidade de recursos aos saguis, o que mostra uma diferença funcional entre esses tipos de cobertura (FERREIRA et al., 2018). A configuração espacial correta de sistemas agroflorestais possibilita a locomoção de primatas e outros mamíferos em um corredor até as áreas centrais de um fragmento agroflorestal, assim como o retorno no mesmo dia para formações florestais conectadas ao corredor, sendo também funcional em monoculturas (OLIVEIRA et al., 2019).

Em contrapartida, os sistemas cabruca que integram o corredor EVC-PARNA são compostos por um dossel arbóreo conservado, composto principalmente por árvores de sapucaia (*Lecythis pisonis*) e em conjunto as práticas do cacau, foi observado também outras espécies frutíferas (jaqueira, bananeira, jenipapo, cajá, entre outras) compondo esse sistema. Isso mostra a eficiência de conservação desse sistema para manter a cobertura vegetal em áreas rurais propícias ao desmatamento para práticas agrícolas. No entanto, a supressão do sub-bosque para plantios de cacau, seringueira, entre outras culturas é um dos grandes motivos que reduzem abundância de saguis nesse tipo de paisagem (OLIVEIRA & DIETZ, 2011). Assim, o plantio do cacau tem grande importância para conservação de remanescentes florestais, porém a fauna é prejudicada com a falta de diversidade florestal que permita a sobrevivência nesse ecossistema.

O grau de ocupação da matriz por saguis é muito mais abrangente quando comparado com os outros três primatas estudados, devido à capacidade dos *Callithrix* sp. em adaptar-se a novos ambientes e sua capacidade de habitar florestas secundárias e sucessionais, sendo amplamente distribuído em toda a Mata Atlântica (RYLANDS et al., 1996; RYLANDS et al., 1997). Ao contrário dos saguis, os bugios, guigós e macacos-prego tem uma abrangência mais restrita, preferindo habitats com maior grau de conservação.

#### **b) Macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*)**

O macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*) é uma espécie também endêmica da Mata Atlântica e ocorre nos estados da Bahia, Espírito Santo e Minas Gerais (MARTINS, 2018). Nas unidades de conservação, indivíduos de *Sapajus robustus* (macaco-prego-de-

crista) foram avistados alimentando-se de árvores frutíferas, como jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*), jambo-vermelho (*Syzygium malaccense*), palmeira-de-dendê (*Elaeis guineenses*), goiabeira (*Psidium guajava*), entre outras variedades arbóreas. Primatas de menor porte, como macacos-prego e saguis, possuem hábitos alimentares mais generalistas do que outras espécies, buscando pequenas frutas e alguns animais, tanto pequenos vertebrados como invertebrados (HAWES & PERES, 2013).

Na RPPN Estação Veracel foram registrados vários indivíduos percorrendo a sede da unidade e o transecto 6, na área selecionada na pesquisa. No PARNA Pau Brasil foi contabilizado um menor número de *S. robustus* no transecto 7, mas funcionários do parque relatam a visualização desse primata em outras áreas da UC. Diferente do que se era esperado, os macacos-prego não foram avistados dentro do corredor, mesmo com a presença dessas espécies arbóreas em frutificação. Martins (2018) cita como principais ameaças ao macaco-prego-de-crista a agricultura e pecuária, desmatamento, aumento da matriz energética, expansão urbana, crescimento da malha rodoviária, falta de conectividade e redução de habitats, problemas com caça e grandes áreas de monocultura de eucalipto e *Pinus* sp.

Deste modo, entende-se que a largura estipulada para o corredor, desmatamento das áreas para pastagem e a intensa movimentação de funcionários e pessoas nas plantações de cacau, além da presença de caçadores evidenciada por relatos e presença de armadilhas nas trilhas, são possíveis fatores que interferem na presença do macaco-prego dentro do corredor, já que o tamanho do remanescente florestal e a permeabilidade da paisagem afetam a permanência de *Sapajus* sp. na paisagem (GRANDE et al., 2020). Estudos que avaliem a relação de convívio entre agricultores e macacos-prego em ambiente de agroecossistemas ainda são escassos onde a agricultura ainda se mantém sem interferência industrial e o ecossistema ainda se mantém preservado (SPAGNOLETTI et al., 2017). Devido a intensa exploração da paisagem pelo ser humano durante séculos, para coletar produtos de origem florestal e práticas da caça, prejudicam a recuperação de espécies de primatas, no entanto, a cobertura florestal remanescente de fragmentos conservados e utilização de sistemas agroflorestais para cultivar são uma forma de criar um habitat favorável à permanência desses primatas no ecossistema (FLESHER, 2015).

### c) Bugio-marrom (*Alouatta guariba guariba*)

Assim como o sagui-da-cara-branca e o macaco-prego-de-crista, o bugio-marrom (*Alouatta guariba guariba*) é uma espécie de primata endêmica do Brasil, com uma restrita distribuição que abrange a Mata Atlântica na região sul da Bahia, extremo norte do Espírito

Santo e extremo nordeste de Minas Gerais, atualmente categorizado como criticamente em perigo (CR) (NEVES et al., 2018). Apesar do local da pesquisa ser o mesmo da distribuição da espécie, não foram obtidos registros de *A. guariba* no corredor e nas unidades de conservação. Existem registros antigos do bugio nas duas UC, porém, a partir de 2008, foi apenas registrado na Área de Alto Valor de Conservação (AAVC) Santa Maria, anexo ao PARNA Pau Brasil. Acredita-se que a extinção local do bugio na área de pesquisa está associada ao desmatamento e a caça excessiva. Essa ideia concorda com o descrito por Neves et al. (2018), onde relatam que a redução populacional intensa na qual esse primata tem sofrido, causada principalmente pela perda e fragmentação florestal.

No entanto, alguns fatores podem ter afetado o registro da espécie no presente trabalho, como: a potência da caixa de som para a reprodução dos playbacks ser baixa para o alcance do *A. guariba*; não haver mais bugios nas áreas escolhidas dentro das unidades e das propriedades; não conseguir avistar os indivíduos em meio à mata. A qualidade do remanescente influencia na permanência do bugio nesse tipo de habitat, pois está relacionado com os atributos da vegetação (GALÁN-ACEDO et al., 2021). Neves et al. (2018) informam que o tamanho atual da população de bugios existentes é assustadoramente reduzido, sob uma suspeita de que não haja mais do que 50 indivíduos maduros sexualmente em qualquer subpopulação dessa espécie, por conta da severa fragmentação que esse habitat vem sofrendo ao longo das décadas.

Isso ajuda a justificar a ausência do primata na área do corredor, já que o bugio é considerado um “animal de núcleo” e a perda do habitat prejudica a manutenção viável dessa vegetação. Conforme relatado pelos autores Hawes & Peres (2013), áreas centrais de florestas que apresentem alta qualidade são preferidas por primatas de maior porte, ao contrário das pequenas espécies de primatas que utilizam as bordas de florestas ou ambientes perturbados, compreendendo também florestas em estágio secundário e sistemas agroflorestais. Por conta da baixa permeabilidade da matriz, o isolamento de pequenos grupos de *A. guariba* é uma das causas mais importantes de ameaça a esse primata (NEVES et al., 2018).

#### **d) Guigó (*Callicebus melanochir*)**

Os resultados mostram uma boa adaptação dos guigós ao Sistema Agroflorestal (SAF) cabruca e a floresta. No entanto, foi observado que em áreas de cabruca, a presença do guigó advinha de fragmentos florestais circundantes aos plantios de cacau. Esse resultado concorda com Flesher (2015), relatado em seu trabalho sobre distribuição, uso de habitat e conservação de três espécies de primatas em sistemas agroflorestais no sul da Bahia. De

acordo com o autor, os guigós ocuparam cerca de 20% da paisagem, sendo registrados nos três tipos cenários. Todavia, a espécie encontrava-se dispersa apenas no habitat florestal principal e apresentaram uma distribuição irregular em áreas de cultivo de árvores, culturas agrícolas e sistemas agroflorestais, o que evidencia a baixa sobrevivência em paisagem com cultivo em conjunto com árvores. O autor também evidencia que os guigós são vulneráveis a falta de alimento e a predação em locais de produção de cacau e seringueiras, mesmo que não haja registro de caça no local.

Essa ausência mostra que mesmo com o dossel conservado, os *C. melanochir* tem preferência por remanescentes florestais. Contudo, esses fragmentos têm a capacidade de manutenção de primatas reduzida, visto que a permanência desses animais é prejudicada pelo tamanho da vegetação restante que, ao passar do tempo, sofre com a diminuição de sua área provocada especialmente pelo isolamento (ESTRADA et al., 2017) e pelo efeito de borda. Ao mesmo tempo que os SAF ajudam na proteção de ecossistemas em áreas rurais, eles também dão maior visibilidade aos primatas, pois ficam mais sujeitos a riscos ambientais, mais expostos a predação e aparecimento de doenças, assim como problemas relacionados com caça e conflitos com o homem (ESTRADA et al., 2012).

Os registros nas unidades de conservação também foram baixos, onde a vocalização característica do *C. melanochir* foi o principal meio identificação desses primatas em áreas florestais de difícil visualização. Assim, o número de indivíduos registrados pode estar subestimado e haver mais representantes do que foi contabilizado. O guigó faz parte dos primatas endêmicos da Mata Atlântica brasileira, encontrado no sul e extremo sul da Bahia, extremo norte do Espírito Santo e extremo nordeste de Minas Gerais (PRINTES & JERUSALINSKY, 2018) e é considerado como vulnerável pela lista vermelha da IUCN. As UC são parte importante na conservação do guigó, o que torna necessário um maior número de parques e reservas que ajudem a proteger os remanescentes de vegetação ainda existentes, assim como a recuperação de áreas degradadas para diminuir os efeitos da perda de habitat e fluxo gênico, como previsto no corredor ecológico EVC-PARNA.

### **Aves ameaçadas presentes no corredor ecológico EVC-PARNA**

A paisagem circundante a matriz é de extrema importância para medir o tamanho da contribuição desses habitats e melhorar a conservação de avifauna (CABRAL et al., 2021). De acordo com o apresentado na tabela 04, a família Psittacidae teve o maior registro entre os animais categorizados como ameaçados de extinção pela lista vermelha da IUCN, totalizando 118 indivíduos catalogados por meio de vocalização e visualização. No geral, a vegetação

tropical possui maior capacidade de manutenção climática para abrigar um número maior de espécies de papagaios (MONTERRUBIO-RICO et al., 2016). Todos foram avistados dentro das unidades de conservação, exceto a jandaia-de-testa-vermelha (*Aratinga auricapillus*) observada em áreas de cabruca, pastagem e floresta. As outras três espécies de psittaciformes também foram avistadas em áreas de cabruca, com exceção apenas da tiriba-grande (*Pyrrhura cruentata*), que obteve o maior número de indivíduos catalogados nas UC. Nos plantios de cacau, os psittaciformes foram avistadas em trânsito, alimentando-se ou em repouso, principalmente nas áreas 2, 3, 4 e 5. Monterrubio-rico et al. (2016) constataram que a distribuição dos papagaios pode estar subestimada se somente o ambiente primário estiver incluso, pois essas espécies toleram habitats fragmentados e mosaico agrícola, como observado pelos autores nas espécies *A. autumnalis*, *A. oratrix* ou *A. viridigenalis*.

Essas evidências concordam com a hipótese de Cabral et al. (2021), onde os autores mostram que agroflorestas com vegetação circundante abrigam uma maior quantidade de pássaros frugívoros e de habitat florestal. Além disso, os autores afirmam que sistemas agroflorestais presentes em locais perturbados tornam a disponibilidade de recursos naturais limitada para os passeriformes, aumentando o número de comunidades mais simplificadas. Esse fato corrobora com os registros de aves obtidos durante as campanhas em áreas de pastagem e mata ciliar rarefeita, onde espécies de aves ameaçadas não foram avistadas utilizando esse habitat como forma de abrigo ou alimento, apenas como deslocamento pela área debilitada. A araponga (Cotingidae: *Procnias nudicollis*) foi identificada através da vocalização em área de pastagem (área 4), no entanto acredita-se que sua real localização seria no fragmento florestal adjacente ao ponto de coleta. Outras aves registradas da família Cotingidae representadas pelo sabiá-pimenta (*Carpornis melanocephala*), anambé-de-asa-branca (*Xipholena atropurpurea*) e crejoá (*Cotinga maculata*) foram avistadas apenas nas áreas protegidas.

Há vários registros do crejoá na RPPN Estação Veracel catalogados pela própria UC e por observadores de aves, todavia, não foi avistado na área de coleta de dados da pesquisa dentro da unidade. Essa ave teve uma redução significativa de distribuição e abundância no habitat florestal por resultado do desmatamento contínuo, sendo que o pequeno número populacional restante e fragmentado em pequenas subpopulações qualifica a espécie como criticamente ameaçada de extinção, agora preservada basicamente por áreas protegidas (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2019). Assim, essas áreas de maior valor de proteção ambiental asseguram a sobrevivência de algumas das aves brasileiras mais ameaçadas e representam um marco na conservação desses animais (DEVELEY, 2021). Graças as áreas

protegidas, várias espécies da fauna conseguem reingressar no habitat e manter as funções naturais, de suma importância para a preservação de remanescentes e espécies fragilizadas. Além de promover a recuperação da matriz da paisagem e favorecer um trabalho de conscientização ambiental, essas unidades garantem a perpetuação da biodiversidade ao longo dos tempos.

Esses resultados mostram que para indivíduos ameaçados, a cobertura florestal é de extrema importância para manutenção das espécies, já que muitas delas são pertencentes a habitats florestais, tendo uma frágil adaptabilidade a ecossistemas degradados. No estudo de Bovo et al. (2018), suas análises mostraram um aumento significativo quanto a características de sensibilidade à extinção em pequenos remanescentes florestais, onde reiteram que o empobrecimento funcional de pássaros frugívoros em pequenas manchas traz consequências negativas para a vegetação dependente de dispersores de sementes. Além disso, as condições limitantes de dispersão provocadas pela matriz em áreas de pastagem reduzem a capacidade dessas espécies em alcançar novos recursos ou recursos já disponíveis em fragmentos de baixa qualidade (CABRAL et al., 2021). Das aves listadas, apenas a espécie balança-rabocanela (*Glaucis dohrnii*) foi visualizada utilizando árvores de cacau para repouso. A vocalização de outras aves como a choquinha-de-rabo-cintado (*Myrmotherula urosticta*) e o chorozinho-de-boné (*Herpsilochmus pileatus*) foram escutadas dentro dos cacauzeiros, no entanto não foram visualizadas. A riqueza e a abundância de espécies da avifauna em áreas de agroflorestas de cacau tem maior influência quanto a composição da paisagem, muitas vezes mais influente do que outras variantes locais (CABRAL et al., 2021). Logo, sistemas agroflorestais de cacau presentes em áreas com maior arborização nativa mostram uma elevada riqueza de aves frugívoras que tende a seguir um padrão similar ao de abundância de aves em áreas florestais e um dossel mais fechado promove um aumento na abundância de pássaros insetívoros dentro desses sistemas (CABRAL et al., 2021).

Os resultados dessa pesquisa fomentam o exposto sobre os efeitos negativos da fragmentação de florestas em relação a conservação de espécies da fauna e flora tropical, além da manutenção da biodiversidade quanto a riqueza de indivíduos e suas respectivas funções ecológicas no ambiente. O processo de fragmentação traz como consequência a formação de manchas de habitats de menor tamanho e resiliência reduzida, além de uma menor capacidade da vegetação se regenerar em áreas de intenso desmatamento circundante (BOVO et al., 2018). Portanto, a expansão da fronteira agrícola para produção de lavoura e pecuária torna-se uma das maiores ameaças a conservação, mesmo que certas espécies da avifauna consigam sobreviver em habitats alterados pelo homem (DEVELEY, 2021). É notável a necessidade de

medidas mitigatórias de gestão da paisagem para promover alternativas ambientais em prol da biodiversidade, como utilizar corredores ecológicos para criar vias de movimentação de fauna entre a paisagem fragmentada.

Desta forma, o corredor ecológico EVC-PARNA possibilita a existência de espécies que possivelmente não estariam mais presentes na paisagem, prejudicando ainda mais a qualidade da matriz. Laurance & Laurance (1999) destacam que corredores caracterizados por vegetação primária aumentam as chances de sobrevivência de espécies sensíveis a fragmentação e possuem alta dependência do meio florestal para sobreviver. Além disso, é importante destacar que o sistema cabruca permitiu que florestas da região fossem mantidas para o cultivo do cacau, graças ao sistema agroflorestal existente, o que viabiliza futuras alternativas de recuperação dentro da área do corredor para restauração de áreas degradadas e manutenção da vida silvestre.

### **Riqueza de diferentes grupos faunísticos**

Não foram observadas espécies ameaçadas, fora do grupo de aves e primatas, dentro do corredor. Funcionários das propriedades afirmam que há movimentação de fauna dentro do corredor, no entanto, apenas espécies consideradas como em situação de risco “pouco preocupante” pela lista da IUCN foram avistadas durante as campanhas. Esse resultado corrobora com a baixa abundância relativa das espécies de grande porte ou com maior vulnerabilidade em relação às espécies generalistas, o fato de que espécies de grande porte ou aquelas de maior vulnerabilidade a perdas ambientais exibem baixa abundância relativa quando comparadas com espécies generalistas (MAGIOLI et al., 2021). Também não houve uma quantidade expressiva de visualizações dos diferentes grupos faunísticos nas áreas de cabruca, onde a maioria foi observada em área florestal, principalmente nas UC. Diferentes espécies da fauna têm melhor adaptabilidade a agroflorestas ou paisagens de plantações mistas quando esses habitats são apoiados por áreas circundantes de floresta (OLIVEIRA et al., 2019). Portanto, é fundamental entender a atuação dos diferentes fatores ambientais que influenciam na capacidade dos sistemas agroflorestais quanto a manutenção da biodiversidade em paisagens alteradas pela ação antrópica (CABRAL et al., 2021).

### **Problemas prejudiciais à implantação do corredor**

O comércio de carne advindo de animais silvestres tem sido favorecido pela caça de subsistência, pelo aumento populacional e pela riqueza per capita do país (ESTRADA et al., 2017). Na região sul da Bahia, a caça de subsistência não seria a maior ameaça, mas sim o

tráfico ilegal de animais silvestres e a caça esportiva. Mesmo assim, ainda é frequente os casos de caça em áreas rurais e em comunidades vizinhas. Devido a diminuição de espécies de maior porte, a pressão de caça passa a prejudicar populações de vertebrados de pequeno porte, como os psittacídeos comercializados vivos ao longo das rodovias anualmente (AYRES et al., 2005). Espécies consideradas mais “carismáticas” e papagaios de maior tamanho costumam ser os mais vulneráveis à caça furtiva (MONTERRUBIO-RICO et al., 2016).

Um outro elemento que contribui com a caça e o afastamento de fauna dentro da área do corredor é a presença de cachorros domésticos que foram avistados na área do PARNA e na área 1, assim como nas áreas de assentamento dentro do parque, próximo à área de pesquisa. Por exemplo, cães domésticos podem trazer impactos graves à vida selvagem ao contribuir com pequenas extinções locais, além da estreita relação histórica com o ser humano (GUEDES et al., 2021), que contribui para a persistência de tradições culturais. Além disso, foram encontradas na área 2 armadilhas conhecidas como “espera” (Figura 13) e na área 3 houve um incidente com outra armadilha de fogo chamada de “trabuco”, onde um funcionário da propriedade foi atingido e hospitalizado.

Figura 13 - Armadilha conhecida como “espera” encontrada na área 2. O caçador se acomoda na parte superior e fica posicionado até que algum animal apareça, assim ele consegue atingir o animal sem que ele perceba sua presença. Foto: acervo pessoal.



Fonte: acervo pessoal (2021).

A presença de caçadores afugenta animais e as armadilhas de caça são um risco tanto para os animais quanto para o próprio homem, além da carne de caça não ser recomendada para consumo devido a incidência de patógenos prejudiciais ao ser humano que estão presentes nesse tipo de alimento. Um outro fator que gera insegurança são as rotas de tráfico de drogas próximas ao corredor conhecidas na região e uma alta taxa de movimentação humana dentro dessas áreas, o que gera um risco a pesquisadores e aos próprios funcionários das fazendas. É necessário cautela ao se locomover dentro do corredor para evitar possíveis encontros indesejados que tragam risco a vida.

Durante o trajeto para o local de pesquisa, foram observadas várias carcaças de animais no decorrer da estrada, o que mostra que na região há um alto índice de atropelamento de fauna. Neste aspecto, distúrbios causados pelas rodovias em ambientes fragilizados ainda precisam de atenção, especialmente para efeitos causados por: ruído sonoro, aumento da poluição, ocupação humana indevida, aparecimento de espécies exóticas e efeito de borda (SECCO et al., 2018). Isso é justificado pela baixa conexão entre os fragmentos florestais, extensas áreas de pastagem e a necessidade de indivíduos realizarem a travessia de uma área a outra utilizando meios não convencionais, como exemplo, a rodovia BR-367 que corta uma parte do corredor. Logo, a implantação de medidas mitigadoras para aumentar a conectividade entre essas áreas deve ser fomentada em ambientes cortados por rodovia (SECCO et al., 2018). Estratégias para promover o trânsito seguro de fauna em estradas ou rodovias que atravessam fragmentos, como utilizar corredores, inferiores ou superiores, devem ser consideradas.

### **Análise de correlação entre as áreas avaliadas**

De acordo com os resultados obtidos, a área estipulada para a implantação do corredor ecológico EVC-PARNA demonstrou aptidão para exercer a função de conectividade entre os fragmentos representados pelas unidades de conservação. A presença de remanescentes florestais em áreas de alteração antrópica é de extrema importância para manutenção de mamíferos e outros membros da fauna brasileira no sul da Bahia, independente do estado de proteção que a área se encontra (MAGIOLI et al., 2021). A RPPN Estação Veracel e o PARNA Pau Brasil apresentaram dados mais concisos, mostrando que a riqueza de espécies teve um esforço amostral melhor nessas áreas do que nas áreas referentes as propriedades rurais, onde esses dados estão mais dispersos. A correlação entre as áreas foi

satisfatória, o que mostra que dentro do corredor, a expectativa é de que existe um habitat suficiente para abrigar as espécies ameaçadas.

Em geral, os sistemas agroflorestais têm boa estabilidade e estruturas semelhantes quando comparados com habitats de espécies nativas (SANTOS et al., 2021). No entanto, houve um baixo número de espécies em comum entre as unidades de conservação e as áreas de cabruca. Paisagens caracterizadas pelo predomínio de agroflorestas podem reduzir a adequabilidade de habitats disponíveis para suportar grandes populações, porém quando próximas a paisagens florestais, elas abrigam maior riqueza e abundância de espécies (CABRAL et al., 2021). Porém, a presença desses sistemas em uma matriz antropogênica permite o trânsito seguro de fauna entre paisagens com baixa conectividade.

O estudo sobre a riqueza das espécies de mamíferos nos remanescentes avaliados no estado da Bahia por Magioli et al. (2021), mostra que a presença desses animais foi maior em áreas protegidas do que em áreas não-protegidas. Os autores também evidenciam que o potencial de manutenção da riqueza de espécies globais e ameaçadas aumenta em áreas protegidas e de maior biomassa do que pequenas manchas florestais. Em contrapartida, os resultados obtidos nessa pesquisa mostram que algumas espécies têm a capacidade de sobreviver mesmo que em ambientes hostis. No entanto, com a diminuição das áreas florestais, a resiliência dessas espécies fica comprometida, aumentando o risco de extinção desses indivíduos no ecossistema.

## CONCLUSÃO

Os primatas da espécie *C. geoffroyi* foram os mais avistados dentro da área do corredor. Indivíduos de *A. guariba* e *S. robustus* não foram encontrados no trajeto do corredor. Populações de *C. melanochir* foram mais abundantes em fragmentos distantes do corredor formados por mata primária e secundária. A formação de uma rede de corredores ligando esses fragmentos afastados ao corredor principal seria uma alternativa para aumentar a movimentação de fauna de primatas dentro do corredor.

Uma variedade satisfatória de aves comuns foi avistada dentro do corredor e na região circundante. Esses animais utilizavam árvores existentes nas áreas de pastagem como poleiros para travessia da matriz. No entanto, espécies ameaçadas de pássaros foram registradas em quantidade inferior, como era esperado. Dentro das cabruças foram avistadas poucas espécies da avifauna, contrastando com a quantidade encontrada em áreas florestadas.

Através da análise dos dados, pôde-se concluir que a área que sofreu com a baixa permeabilidade da matriz apresentou similaridade com as áreas protegidas, tornando o corredor eficiente para fornecer o trânsito de fauna entre a paisagem fragmentada. O SAF conhecidos como “cabruca” mostrou grande eficiência na conservação do solo ribeirinho, no entanto, a fauna presente dentro do sistema não foi abundante, necessitando de medidas que melhorem a movimentação dessa fauna dentro das cabruças. Uma ideia é aumentar a diversidade de SAF no corredor para atrair maior quantidade de fauna e promover fonte de renda sortida para os proprietários rurais.

A presença da rodovia BR-367 que atravessa o corredor proposto, também merece atenção, pois observações de animais atropelados ao longo dessa estrada é alarmante. A implantação de corredores para travessia de animais ao longo de estradas, instalados na parte inferior ou superior, como tuneis ou plataformas suspensas, bem como o aumento de sinalizações relacionadas a presença de animais silvestres no trajeto das rodovias, são medidas mitigatórias que podem trazer mais segurança para deslocamento da fauna local.

Também é uma medida interessante à conservação de espécies ameaçadas incentivos a criação de observatório de aves e caminhadas ecológicas dentro do corredor, após estudos de viabilização dessas atividades com proprietários rurais e áreas seguras para trânsito de pessoas sem que interfira negativamente na recuperação ambiental da área. Proporcionar atividades de educação ambiental para proprietários rurais e comunidades vizinhas, a fim de demonstrar a importância do corredor ecológico a ser consolidado, no intuito de prevenir mais

desmatamentos na região, presença de animais domésticos, atividades de caça e retirada ilegal de madeira, comuns no trajeto do corredor.

Projetos de restauração florestal e pagamentos por serviços ambientais (Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021), são necessários para auxiliar na implementação de corredores ecológicos e devem ser incentivados como forma de proteção dos fragmentos restantes e conservação da biodiversidade local e regional, através de investimento financeiro ou pelo excedente de áreas vegetadas. A Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel e o Parque Nacional do Pau Brasil são unidades formadas por fragmentos de tamanho expressivo e altamente preservados que contém uma alta biodiversidade existente. Enfatizar a importância das unidades de conservação, especialmente na região, deve ser vista como um projeto relevante a ser considerado tanto em tempos presentes quanto para o futuro.

## REFERÊNCIAS

ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; et al. Navigating the multiple meanings of a  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>

ARAÚJO, T.M.S.; BASTOS, F.H. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: aportes teóricos e conceituais. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 21, n. 2, p. 716-729, 2019. Doi: <https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.575>

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M.; WATLING, J. I.; TISCHENDORF, L.; BENCHIMOL, M.; et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, p. 1404–1420, 2020. Doi: 10.1111/ele.13535

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. Conceptualization and measurement of rainforest fragmentation from the primates' perspective. **International Journal of Primatology**, v. 30, n. 1, p. 497–514, 2009. Doi: 10.1007/s10764-009-9355-0.

ASSIS, D. S.; MANZATTO, C. V.; COUTINHO, S. C. Zoneamento Agroecológico de Microbacias Hidrográficas da Costa do Descobrimento: Município de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália, Bahia. **Rio de Janeiro: Embrapa Solos**, v.1, p. 1-121, 2003.

AYRES, J.M.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; QUEIROZ, H.L.; PINTO, L.P.; MASTERSON, D.; et al. **Os Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil**. 3. ed. Sociedade Civil Mamirauá - SCM. 2005. 258 p.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Cotinga maculata, Banded Cotinga**. The IUCN Red List of Threatened Species, 2019- . ISSN 2307-8235 versão online. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22700886A155966376.en>. Acesso em: 20 de julho de 2021.

BORGES, R.; CREPALDI, M. O.; ABREU, A. H. de; ANDRADE, A. C. de. Plano de formação do Corredor Ecológico entre o Parque Nacional do Pau Brasil e a RPPN Estação Veracel. **IBIO**, p. 1-26, 2016.

BOVO, A. A. A.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; MAGIOLI, M.; ALEXANDRINO, E. R.; HASUI, É.; RIBEIRO, M. C.; et al. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 90–96, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.03.004>

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. **Chapman & Hall**, London, United Kingdom. 1993.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; LAAKE, J. L. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. **Wildlife Monographs**, n. 72, p. 3-202, 1980.

CABRAL, J. P.; FARIA, D.; MORANTE-FILHO, J. C. Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 1-9, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118704>

CHIARELLO, A. G. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: **Primates in fragments**. Springer, Boston, MA, 2003. p. 99-121. Doi:[https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3770-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3770-7_8)

CHIARELLO, A. G.; MELO, F. R. Primate population densities and sizes in Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **International Journal of Primatology**, v. 22, n. 3, p. 376-379, 2001. Doi: <https://doi-org.ez35.periodicos.capes.gov.br/10.1023/A:1010751527749>

CHIARELLO, A.G., AGUIAR, L.M.S., CERQUEIRA R.; MELO, F.R., RODRIGUES, F.H.G. & SILVA, V.M. F. Mamíferos. 2008. In: MACHADO, A.B.M., DRUMMOND, G.M., PAGLIA, A.P. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 1 ed. Brasília, DF: MMA. p. 680-882.

COLWELL, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>

DE MORAES, K. F., SANTOS, M. P. D., GONÇALVES, G. S. R., DE OLIVEIRA, G. L., GOMES, L. B., & LIMA, M. G. M. Climate change and bird extinctions in the Amazon. **Plos One**, v. 15, n. 7, p. 1-18, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236103>

DEVELEY, P.F. Bird Conservation in Brazil: Challenges and practical solutions for a key megadiverse country. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, p. 171-178, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.02.005>

ESTRADA, A.; GARBER, P. A.; RYLANDS, A. B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; et al. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v.3, n. 1, p. 1-16, 2017. Doi: [10.1126/sciadv.1600946](https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946).

ESTRADA, A.; RABOY, B.E.; OLIVEIRA, L.C. Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. **American Journal of Primatology**, v. 74, n. 8, p. 696-711, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1002/ajp.22033>

FERREIRA, A.S.; LE PENDU, Y.; MARTINEZ, R.A. The use of a mixed rubber landscape by tufted-ear marmosets. **Primates**, v. 59, n. 3, p. 293-300, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10329-017-0645-4>

FLESHER, K.M. 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, n. 6, p. 1172-1197, 2015.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Relatório Anual. 2019. <<https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/09/Relat%C3%B3rio-Anual-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica-2019.pdf>> Acesso em: 13 de outubro de 2020.

GALÁN-ACEDO, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; CHAPMAN, C.A. Beyond patch size: The impact of regional context and habitat quality on three endangered primates. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 207-215, 2021. Doi: 10.1016/j.pecon.2021.02.004.

GRANDE, T.O. de; ALENCAR, R.M.; RIBEIRO, P.P.; MELO, F.R. Fragment shape and size, landscape permeability and fragmentation level as predictors of primate occupancy in a region of Brazilian Cerrado. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 42, p. 1-15. 2020. Doi: 10.4025/actascibiolsci.v42i1.48339

GUEDES, J. J. M.; ASSIS, C. L.; FEIO, R. N.; QUINTELA, F. N. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 44, n. 1, p. 45-58, 2021. Doi: <https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0045>

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n.1, p. 9, 2001.

HANSKI, I. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscape. **OIKOS**, v. 87, n. 2, p. 209-219, 1999. Doi: <https://doi.org/10.2307/3546736>

HAWES, J. E.; PERES, C. A. Ecological correlates of trophic status and frugivory in neotropical primates. **Oikos**, v. 123, n. 3, p. 365–377, 2013. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00745.x>.

HELTSHE, J.F.; FORRESTER, N. E. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, v. 39, n. 1, p. 1-11, 1983.

HERMES, C.; DÖPPER, A; SCHAEFER, M. H.; SEGELBACHER, G. Effects of forest fragmentation on the morphological and genetic structure of a dispersal-limited, endangered bird species. **Nature Conservation**, v. 16, p. 39–58, 2016. Doi: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.16.10905>

ICMBio. 2016. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Pau Brasil**. Brasília, 2016. 111p.

JESUS, F. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; FRANCO, G. A.; METZGER, J. P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126-1136, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01418.x>

LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, v. 91, n. 1, p. 231-239, 1999. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00077-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00077-4)

MAGIOLI, M.; RIOS, E.; BENCHIMOL, M.; CASANAVO, D. C.; FERREIRA, A. S.; ROCHA, J.; et al. The role of protected and unprotected forest remnants for mammal conservation in a megadiverse neotropical hotspot. **Biological Conservation**, v. 259, p. 109173, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109173>

- MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. John Wiley & Sons, 2013.
- MARTINS, S.V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. 371 p.
- MARTINS, W.P. 2018. **Macaco-prego-de-crista** *Sapajus robustus* (Kuhl, 1820). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume II – Mamíferos. Brasília, ICMBio, v.2, p. 272-275.
- MELO, F. R.; PEREIRA, D. G.; KIERULFF, M. C. M.; BICCA-MARQUES, J. C.; MITTERMEIER, R.A. *Callithrix geoffroyi*, Geoffroy's Tufted-ear Marmoset (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species, p. 1-13, 2021. Doi: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3572A191701212.en>
- MONTECUBIO-RICO, T. C.; CHARRE-MEPELLÍN, J. F.; PACHECO-FIGUERO, C.; ARRIAGA-WEISS, S.; VALDEZ-LEAL, J. D.; CANCINO-MURILLO, R.; et al. Distribución potencial histórica y contemporánea de la familia Psittacidae en México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 87, p. 1103–1117, 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.004>
- MORAES, A.M. **Dinâmica temporal e espacial da variação genética de um primata da mata atlântica ameaçado de extinção, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766)**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro, 188 p., 2017.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. Doi:<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- NEVES, L.G.; JERUSALINSKY, L.; MELO, F.R. Avaliação do Risco de Extinção de *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812) no Brasil. **Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**. ICMBio. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies/7182-mamiferos-alouatta-guariba-guariba-bugio-marrom.html>, v. 16, 2015.
- NEVES, L. G.; JERUSALINSKY, L.; MELO, F. R. 2018. Bugio-marrom-do-norte, *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume II – Mamíferos**. Brasília, ICMBio, v.2, p.162-166.
- OLIVEIRA L.C.; DIETZ, J.M. Predation risk and the interspecific association of two Brazilian Atlantic forest primates in Cabruca agroforest. **American Journal of Primatology**, v. 73, p. 852–860, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1002/ajp.20952>
- OLIVEIRA, A. P. G.; MIOTO, C. L.; PARANHOS FILHO, A. C.; GAMARRA, R. M.; RIBEIRO, A. A.; MELOTTO, A. M. Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 595-602, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000400001>

OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, J. M. A.; DOS REIS, P. P.; DIETZ, J. Preliminary findings on social and ecological correlates of a polyspecific association between a golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) and Wied's marmosets (*Callithrix kuhlii*). **Primates**, v. 58, n. 1, p. 179-186, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10329-016-0580-9>

OLIVEIRA, A.T.M.; SÃO BERNARDO, C.S.; MELO, F.R. de; SANTOS-FILHO, M. dos; PERES, C.A.; CANALE, G.R. Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a Southern Amazonian landscape. **Mammalian Biology**, v. 96, p. 45-52, 2019.

PAGLIA, A. P.; PAESE, A.; BEDÊ, L. C.; FONSECA, M.; PINTO, L. P.; MACHADO, R. B. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2004, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004, p. 39-50.

PELOROSSO, R.; GOBATTONI, F.; GERI, F.; MONACO, R.; LEONE, A. Evaluation of Ecosystem Services related to Bio-Energy Landscape Connectivity (BELC) for land use decision making across different planning scales. **Ecological Indicators**. v. 61, p. 114–129, 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.016>

PERES, C. General guidelines for standardizing line transect surveys of tropical forest primates. **Neotropical Primates**, n. 7, p. 11–16, 1999.

PINTO, L.P., PAGLIA, A., PAESE, A. & FONSECA, M. 2004. O papel das reservas privadas na conservação da biodiversidade. In: RPPN: Conservação em Terras Privadas - desafios para a sustentabilidade. Rodrigo Castro & Maria E. Borges (orgs.). Edições CNRPPN. Planaltina do Paraná.

PINTO, L.P.; BEDE, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: ROCHA et al. **Biologia da conservação: Essências**. Capítulo 4. São Carlos: RiMa Editora, v. 1, 2006. p. 91-118.

PRINTES, R.C.; JERUSALINSKY, L. *Callicebus melanochir* Wied-Neuwied, 1820. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume II – Mamíferos. Brasília, ICMBio, v.2, p. 293-297. 2018.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385-403, 1998.

RIPPERGER, S. P.; TSCHAPKA, M.; KALKO, E. K. V.; RODRÍGUEZ-HERRERA, B.; MAYER, F. Resisting habitat fragmentation: High genetic connectivity among populations of the frugivorous bat *Carollia castanea* in an agricultural landscape. **Agriculture Ecosystems Environment**, v. 185, n. 1, p. 9–15, 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.006>.

ROLIM, S. G.; CHIARELLO, A. G. Slow death of Atlantic Forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2679–2694, 2004. Doi:10.1007/s10531-004-2142-5

RUIZ-ESPARZA, D. P. B. **Análise multitemporal do desmatamento no baixo rio São Francisco e diagnóstico de seus efeitos sobre as populações de *Callicebus***. 2014. 166p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, Brasil. 2014.

RYLANDS, A.B.; DA FONSECA, G.A.B.; LEITE, Y.L.R.; MITTERMEIER, R.A. Primates of the Atlantic Forest: origin, distributions, endemism and communities. In: NORCONK, M.A.; ROSENBERGER A.L.; GARBER P.A. (eds) **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**, Springer, Boston, MA, p. 21-5. 1996.

RYLANDS, A.B.; MITTERMEIER, R.A.; RODRÍGUEZ-LUNA, E. Conservation of neotropical primates: threatened species and an analysis of primate diversity by country and region. **Folia Primatologica**, v. 68, n. 3-5, p. 134-160. 1997.

SAMBUICHI, R. H. R; HARIDASAN, M. Recovery of species richness and conservation of native Atlantic forest trees in the cacao plantations of southern Bahia in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 13, p. 3681-3701, 2007.

SANTOS, A.J. Estimativas de riqueza em espécies. In: **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Editora da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, p.19-41. 2003.

SANTOS, J. F. C., MENDONÇA, B. A. F., ARAÚJO, E. J. G., DELGADO, R. C., GLERIANI, J. M. Potential areas for the formation of ecological corridors between remnants of Atlantic Forest. **Revista Árvore**, v. 40, n. 5, p. 803-813, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000500004>

SANTOS, J. S.; DODONOV, P.; OSHIMA, J. E. F.; MARTELLO, F.; JESUS, A. S.; FERREIRA, M. E.; SILVA-NETO, C. M.; RIBEIRO, M. C.; COLLEVATTI, R. G. Landscape ecology in the Anthropocene: an overview for integrating agroecosystems and biodiversity conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, p. 21–32, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.11.002>

SECCO, H.; MELO, F. R. de; TALEBI, M.; GORDO, M.; MORAIS JR, M. M.; BAGER, A. Diagnóstico dos impactos de rodovias sobre primatas no Brasil. 2018. In: (eds) Infraestrutura Viária & Biodiversidade: Métodos e Diagnósticos. **Anais Road Ecology Brasil**, 122 p. 2014.

SETHI, P.; HOWE, H. F. Recruitment of hornbilled dispersed trees in hunted and logged forest of the Indian Eastern Himalaya. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 710-18, 2009. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01155.x>.

SILVA FERREIRA, A. Hábitat e recursos alimentares utilizados por *Callithrix* sp. em mosaico agroflorestal de Mata Atlântica na Bahia. 2014. In: FLESHER, K.M. **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, n. 6, p. 1172-1197, 2015.

SILVA, T. C. Mapeamento das unidades de paisagem, Extremo Sul da Bahia. Texto explicativo. 8 mapas, escala: 1:100.000. ECOPLAM/VERACRUZ FLORESTALODEBRECH. {Coord) Teresa Cardoso da Silva. Salvador, Ba. Junho, 1996. 35p.

SPAGNOLETTI, N.; CARDOSO, T.C.M.; FRAGASZY, D.; IZAR, P. Coexistence Between Humans and Capuchins (*Sapajus libidinosus*): Comparing Observational Data with Farmers' Perceptions of Crop Losses. **International Journal of Primatology**, v. 38, p. 243–262, 2017.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biol Conservation*, v. 143, n. 1, p. 2328–2340, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; COSTA, C. M. R. 2003. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.) *The Atlantic Forest of Brazil: endangered species and conservation planning*. p. 86-94. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. Island Press, Washington, D.C.

VELOSO, H.P. Sistema fitogeográfico. In: **Manual técnico da vegetação brasileira**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, p. 9-38. 1992.

VERACEL. **Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Estação Veracel, Relatório**. Eunápolis: Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade, e Conservação Internacional. 2016.

WATTS, A.G.; SCHLICHTING, P.E.; BILLERMAN, S.M.; JESMER, B.R.; MICHELETTI, S.; FORTIN, M.-J.; et al. How spatio-temporal habitat connectivity affects amphibian genetic structure. **Frontiers in Genetics**, v. 6, n. 275, p. 1-13, 2015. Doi: <https://doi.org/10.3389/fgene.2015.00275>

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A intensa fragmentação florestal que a Mata Atlântica vem sofrendo ao longo dos anos trouxe consequências inestimáveis a conservação da biodiversidade. Devido a essa perda ecológica, muitas espécies estão sendo extintas de seus habitats naturais e isso tem causado distúrbios nos ecossistemas que necessitam de intervenção para que seja possível a recuperação adequada da paisagem modificada pelo homem.

Os registros das espécies presentes nesse estudo, em sua maioria endêmicas e ameaçadas, indicam que algumas delas conseguem persistir em um ambiente degradado. As áreas protegidas mostraram-se altamente conservadas e com uma riqueza de espécies mais abundante do que nas paisagens rurais. Mesmo assim, a baixa qualidade desses ecossistemas presentes nas propriedades rurais interfere negativamente na biodiversidade local. Para tanto, a proposição de um corredor ecológico para aumentar a permeabilidade da matriz e, assim, favorecer o movimento de fauna, mostrou-se eficiente, sendo uma importante ferramenta para contribuir com a perpetuação dessas espécies.

Os sistemas agroflorestais para a produção de cacau presentes no sul da Bahia têm se mostrado um interessante método para preservar a cobertura vegetal nativa que ainda resta. A interação entre comunidades vizinhas, proprietários rurais, organizações não governamentais, prefeituras e unidades de conservação são importantes meios de criar estratégias para benefício mútuo. Através da educação ambiental, incentivos a conservação, pagamentos por serviços ambientais, medidas de recuperação de áreas degradadas, promoção do turismo e áreas afins, é possível que a situação atual da Mata Atlântica tenha um futuro protegido.