



---

PPG Ecologia & Conservação



Universidade Estadual de Santa Cruz

---

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA  
BIODIVERSIDADE**

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A TRAVESSIA DE  
MAMÍFEROS ARBORÍCOLAS EM RODOVIAS DO SUL DA BAHIA, BRASIL**

**Victória Paz de Souza**

**ILHÉUS**

**2025**

**VICTÓRIA PAZ DE SOUZA**

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A TRAVESSIA DE  
MAMÍFEROS ARBORÍCOLAS EM RODOVIAS DO SUL DA BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de Concentração: Ecologia de Estradas, Biodiversidade, Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Siqueira Bovendorp

Coorientadores: Prof. Dr. Gastón Giné e Prof. Dr. João Carlos Pires-Oliveira

**ILHÉUS**

**2025**

S729

Souza, Victória Paz de.

Identificação de áreas prioritárias para a travessia  
de mamíferos arborícolas em rodovias do Sul da Bahia,  
Brasil / Victória Paz de Souza. – Ilhéus, BA: UESC, 2025.  
48 f. : il.

Orientador: Ricardo Siqueira Bovendorp.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de  
Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia  
e Conservação da Biodiversidade.  
Inclui referências.

1. Mamíferos – Bahia. 2. Paisagens fragmentadas. 3. Corredores ecológicos. 4. Rodovias. 5. Mapeamento ecológico. I. Título.

CDD 599.098142

## Agradecimentos

Começo agradecendo aos meus pais, Vanda e Jânio, e à minha avó Alycia, pelo amor incondicional e todo o apoio que eles me deram para que eu pudesse seguir com os meus sonhos. À minha mãe agradeço também por nunca soltar a minha mão e por me incentivar, mesmo nas ideias mais loucas e improváveis. Meu pai e minha avó, embora não estejam mais presentes neste plano físico, seguem comigo em coração e espírito nessa jornada. Sem vocês com certeza eu não teria chegado até aqui.

Agradeço aos meus amigos, aos mais antigos e aos que eu pude conhecer durante o mestrado. Não fazemos nada sozinhos nessa vida, embora as vezes pareça. Eu tive a sorte e a honra de ter muitas pessoas ao meu lado, desde aquelas que contribuíram diretamente para o desenvolvimento deste trabalho, até aquelas que me ofereceram uma palavra de incentivo e gestos de amor. O universo sempre coloca as pessoas certas no meu caminho.

Em especial, gostaria de agradecer as minhas amigas amadas, Palominha, Carla, Amandinha, Geanne, Maria e Rebeca. Vocês foram fundamentais, cada uma à sua maneira, muitas vezes segurando a barra comigo e não me deixando enlouquecer. Sou imensamente grata pela existência de vocês, pelo nosso encontro, e certamente sou muito mais feliz por ter vocês na minha vida. Agradeço ao João Victor pelas dicas fundamentais e peja ajuda nos momentos finais. Agradeço aos meus colegas do Asilo e aos colegas da vida. A todos os colegas do LEAC pela parceria, pelas tardes de café e de fofocas pelos corredores. Obrigada a todos os meus colegas da consultoria, que durante esse processo foram a minha válvula de escape em vários momentos.

Agradeço ao meu orientador, Ricardo Bovendorp, pela oportunidade de poder executar esse trabalho e pela confiança que me foi dada. Foi um processo de aprendizado muito grande, em várias nuances, que hoje me torna uma pessoa e uma pesquisadora muito melhor. Sou honestamente feliz por ter feito parte desse projeto, mesmo diante de todas as dificuldades. Agradeço aos meus coorientadores, Gastón Giné e João Carlos. Gastón foi meu norte nesse trabalho, me ensinou pacientemente cada processo, me mostrou o porquê das coisas e me ajudou a encontrar o sentido de várias outras, sempre disponível

para o que eu precisasse. Ao João minha eterna gratidão, sem sua ajuda eu com certeza não teria conseguido e não teria avançado para lugar nenhum, você chegou no momento exato. Fora a paciência de Jó que você teve, obrigada.

Agradeço à Fernanda Abra, Leonardo Oliveira, Paloma Resende e Roberta Paolino, membros e suplementes da banca, por terem aceitado o convite. É uma honra poder contar com o conhecimento de vocês.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – À qual agradeço. Agradeço ao Programa PROBOL pela concessão, prorrogação e ajuste da bolsa. Ao PPG em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), ao Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAC) e, por fim, à Instituição IdeaWild pelo financiamento das ferramentas necessárias para a realização dessa pesquisa. Não posso deixar de agradecer as maravilhosas Mayra e Amábille, técnicas universitárias, por todo o suporte, por tirarem as minhas dúvidas, pela prontidão em ajudar todas as vezes que eu cheguei com as coisas em cima da hora e, principalmente, por sempre me oferecerem uma palavra de carinho e de calma. Obrigada meninas.

Obrigada vida, obrigada minha amada Bahia, meu lugar do coração, obrigada São Miguel, obrigada aos ventos que de uma forma ou de outra sempre sopram na direção certa. Tudo sempre acontece como tem que acontecer!

Gratidão!

## **Identificação de áreas prioritárias para a travessia de mamíferos arborícolas em rodovias do sul da Bahia, Brasil**

### **Resumo**

A conectividade ecológica é um componente essencial para a conservação da biodiversidade, pois permite o deslocamento de organismos entre fragmentos de habitat, mantendo o fluxo gênico e os processos ecológicos. A fragmentação do habitat, intensificada pela presença de rodovias, compromete esse fluxo e impõe barreiras ao movimento da fauna. Mamíferos arborícolas são especialmente vulneráveis, tanto pelo isolamento gerado pela perda de cobertura florestal quanto pelo risco de atropelamentos ao tentarem atravessar vias. No sul da Bahia, uma região com alta biodiversidade, a escassez de dados sobre deslocamento da fauna e ocorrências de atropelamento dificulta o planejamento de ações mitigadoras. Diante desse cenário, o presente estudo teve como objetivo identificar, por meio da modelagem de corredores, os trechos rodoviários com maior potencial de travessia para mamíferos arborícolas. A metodologia adotada baseou-se na construção de mapas de resistência da paisagem, considerando diferentes tipos de uso e cobertura do solo. Esses valores foram atribuídos a partir de consulta a especialistas, representando a facilidade ou dificuldade de deslocamento das espécies na matriz. Os modelos geraram caminhos de menor custo, e os resultados revelaram padrões consistentes de rotas prioritárias, independentemente da espécie considerada. No total, 54 trechos foram identificados como áreas prioritárias ao longo das rodovias analisadas. Esses pontos poderão subsidiar a implementação de passagens de fauna e outras medidas mitigadoras, promovendo o aumento da conectividade funcional da paisagem e contribuindo para a conservação da fauna regional.

**Palavras-chave:** rodovias; conectividade; matriz de resistência; atropelamento de fauna; modelagem; fragmentação.

## **Abstract**

Ecological connectivity is an essential component for biodiversity conservation, as it allows organisms to move between habitat fragments, maintaining gene flow and ecological processes. Habitat fragmentation, intensified by the presence of highways, compromises this flow and imposes barriers to the movement of fauna. Arboreal mammals are especially vulnerable, both due to the isolation generated by the loss of forest cover and the risk of being run over when trying to cross the roads. In the south of Bahia, a region with high biodiversity, the scarcity of data on the movement of fauna and occurrences of roadkill makes it difficult to plan mitigating actions. Given this scenario, this study aimed to identify, through corridor modeling, the road sections with the greatest crossing potential for arboreal mammals. The methodology adopted was based on the construction of resistance maps of the landscape, considering different types of land use and land cover. These values were assigned in consultation with experts, representing the ease or difficulty of movement of the species in the matrix. The models generated least-cost paths, and the results revealed consistent patterns of priority routes, regardless of the species considered. In total, 54 stretches were identified as priority areas along the highways analyzed. These points could support the implementation of wildlife crossings and other mitigating measures, promoting an increase in the functional connectivity of the landscape and contributing to the conservation of regional fauna.

**Keywords:** roads; connectivity; resistance matrix; fauna roadkills; modeling; fragmentation.

## **Introdução geral**

A conectividade ecológica refere-se à capacidade da paisagem em permitir ou restringir a movimentação de organismos entre fragmentos de habitat, sendo um componente essencial para a manutenção das interações ecológicas e do equilíbrio dos ecossistemas (HONG et al., 2017; TAYLOR et al., 1993; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Esse conceito tem ganhado destaque nas últimas décadas, principalmente diante do avanço da fragmentação dos habitats naturais, um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade e extinção de espécies em escala global (FAHRIG, 2003; KREMEN et al., 2007).

A fragmentação pode ser entendida como a divisão de um ambiente natural contínuo em áreas menores e isoladas, frequentemente resultado de ações humanas como desmatamento, urbanização e construção de rodovias (ANDRÉN, 1994; COLLINGE, 2009). Além de reduzir o tamanho dos fragmentos e aumentar seu isolamento, esse fenômeno interfere diretamente em processos ecológicos fundamentais, como dispersão de sementes, reprodução, migração, polinização e dinâmica populacional (KREMEN et al., 2007; MITCHELL et al., 2015).

As rodovias agravam esse cenário ao introduzirem barreiras físicas na paisagem, promovendo o isolamento de populações e aumentando o risco de mortalidade por atropelamento (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Além disso, essas estruturas geram impactos indiretos como poluição sonora, visual e atmosférica, alterando o comportamento e os padrões de movimentação da fauna (SEILER, 2002). Espécies com baixa capacidade de locomoção ou alta especialização, como muitos mamíferos arborícolas, são particularmente afetadas, pois dependem da continuidade do dossel para deslocamento e acesso a recursos, enfrentando maiores dificuldades para se deslocar entre os fragmentos (METZGER, 1999; FAHRIG, 2003), estando entre os grupos mais vulneráveis aos efeitos da fragmentação causada por rodovias (GOOSEM, 2007; WILSON et al., 2007).

O aumento da conectividade da paisagem é uma estratégia eficaz para mitigar os impactos da fragmentação, podendo ser planejado com base na

resposta das espécies à estrutura do ambiente (conectividade funcional) ou na configuração física da paisagem (conectividade estrutural) (BAGUETTE & VAN DYCK, 2007; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000). A conectividade estrutural pode ser promovida por meio da implantação de corredores ecológicos e estruturas específicas, como passagens de fauna, que possibilitam o fluxo de indivíduos entre fragmentos e auxiliam na manutenção do fluxo gênico e na recolonização de áreas degradadas (BENNETT, 2003; ARRUDA & NOGUEIRA DE SÁ, 2004).

A carência de dados sistematizados sobre atropelamentos e padrões de movimentação da fauna nas rodovias do sul da Bahia limita a implementação de ações mais eficazes de mitigação (GRILLO et al., 2018). Frente a essa limitação, modelos preditivos surgem como ferramentas promissoras. Essa ferramenta permite simular o deslocamento de animais com base em variáveis ambientais e comportamentais, identificando as rotas mais prováveis de travessia da fauna e áreas prioritárias para a conservação (ADRIAENSEN et al., 2003; RIBEIRO et al., 2017). Tais modelos podem ajudar a orientar a instalação de estruturas mitigadoras, como passagens de fauna, podendo contribuir com a redução da mortalidade e para a restauração do fluxo ecológico (LAPOINT et al., 2015; RIBEIRO et al., 2017). Diante disso, o presente estudo tem como objetivo geral identificar, por meio de modelagem de corredores, trechos ao longo de rodovias no sul da Bahia com maior potencial para a travessia de mamíferos arborícolas. A intenção é contribuir com estratégias que possam aumentar a conectividade da paisagem e promover a passagem segura da fauna, contribuindo assim para a conservação da biodiversidade em uma região com alta biodiversidade.

## Referências

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247. doi:10.1016/s0169-2046(02)00242-6
- Andrén, H., & Andren, H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3), 355. doi:10.2307/3545823.
- Arruda, M. B.; Nogueira de Sá. L. F. S. (2004). Corredores Ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. Brasília. Ibama.
- Baguette, M., & Van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 22(8), 1117–1129. doi:10.1007/s10980-007-9108-4.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207–231. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207
- Goosem, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93(11), 1587–1595.
- Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O., Pacheco, D. L. K. (2018). BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*. doi:10.1002/ecy.2464.
- HONG, W. et al. Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: A case study of Shenzhen, China. *Land Use Policy*, v. 62, p. 316–325, 2017.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-

use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299–314. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x.

LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868–878. doi:10.1111/1365-2435.12489 MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 30, n. 4, p. 190–198, 2015.

Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B., Ribeiro, M. C. (2017). LandScape Corridors (Is corridors ): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425–1432. doi:10.1111/2041-210x.12750.

Seiler, A. Ecological Effects of Roads. (2002) Ecological Effects of Roads.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571. doi:10.2307/3544927.

Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x

Wilson, R. F., Marsh, H., & Winter, J. (2007). Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildlife Research*, 34(3), 177. doi:10.1071/wr06114

## **Identificação de áreas prioritárias para a travessia de mamíferos arborícolas em rodovias do sul da Bahia, Brasil**

### **Resumo**

A conectividade da paisagem é fundamental para o deslocamento da fauna e para a conservação da biodiversidade em áreas fragmentadas por ações humanas. Esse tipo de alteração afeta a estrutura do habitat e o uso do espaço por animais, promovendo o isolamento e comprometendo o fluxo gênico das populações. Uma das principais causas da fragmentação de habitats é a implementação de infraestruturas lineares, como as rodovias. Medidas de conectividade de paisagem, como passagens de fauna, podem mitigar os impactos negativos dessas estruturas ao conectar áreas isoladas, facilitando o deslocamento das espécies e reduzindo os atropelamentos da fauna. Nesse sentido, esse estudo teve como objetivo identificar as áreas prioritárias para a travessia de mamíferos arborícolas nas rodovias do sul da Bahia, bem como propor os melhores locais para a implementação de medidas de mitigação, como passagens suspensas de travessia. A metodologia adotada foi a modelagem de corredores com base na abordagem de caminhos de menor custo. As simulações consideraram diferentes valores de resistência à movimentação dos animais para cada tipo de uso do solo na área de estudo, refletindo a facilidade ou dificuldade de deslocamento das espécies-alvo na paisagem, conforme avaliação de pesquisadores especialistas. Os modelos mostraram que a maioria dos caminhos de menor custo simulados para as diferentes espécies possuem o mesmo padrão, sugerindo que apesar das diferenças ecológicas entre elas, existe uma semelhança na forma como a paisagem influencia seu movimento. Os resultados obtidos possuem aplicação prática e podem contribuir para o aumento da conectividade da paisagem e para a conservação das espécies em rodovias.

**Palavras-chave:** conectividade; rodovias; caminhos de menor custo; movimentação; travessia de fauna.

## **Abstract**

Landscape connectivity is crucial for wildlife movement and biodiversity conservation in areas fragmented by human activities. This type of alteration affects habitat structure and the use of space by animals, promoting isolation and compromising the genetic flow within populations. One of the primary causes of habitat fragmentation is the implementation of linear infrastructures, such as highways. Landscape connectivity measures, such as wildlife crossings, can mitigate the negative impacts of highways by connecting isolated areas, facilitating species movement, and reducing wildlife mortality from collisions. In this context, the aim of this study was to identify priority areas for the crossing of arboreal mammals on highways in southern Bahia, as well as to propose the best locations for the implementation of mitigation measures, such as suspended wildlife crossings. The methodology employed was corridor modeling based on the least-cost path approach. The simulations considered varying resistance values to animal movement for each type of land use within the study area, reflecting the ease or difficulty of movement for the target species across the landscape, as assessed by expert researchers. The models revealed that most of the least-cost paths simulated for the different species exhibited the same pattern, suggesting that, despite ecological differences among them, there is a similarity in how the landscape influences their movement. The results have practical applications and can contribute to enhancing landscape connectivity and species conservation along highways.

**Keywords:** connectivity; roads; least-cost paths; movement; wildlife crossing.

## **1. Introdução**

A fragmentação é uma das consequências que a perturbação humana provoca na paisagem, interrompendo diretamente os processos ecológicos dos organismos (TUCKER et al., 2018) e contribuindo com a perda e extinção de espécies (FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2002). Aliada à perda de habitat, a fragmentação resulta em paisagens caracterizadas por uma baixa proporção de vegetação remanescente, com fragmentos de tamanhos reduzidos, isolados, sujeitos ao efeito de borda e com baixa qualidade para a manutenção da biodiversidade (FAHRIG, 2003). Infraestrutura lineares, como as rodovias, intensificam esse processo, podendo alterar profundamente o ambiente para determinadas espécies (BENÍTEZ-LÓPEZ et al., 2010; LAURANCE et al., 2014). As rodovias estão diretamente relacionadas ao efeito barreira, o qual promove a redução da conectividade entre os habitats e afeta diretamente a movimentação dos organismos na paisagem, dificultando sua dispersão entre os fragmentos. Como resultado, a perda da conectividade pode isolar as populações, dificultar o acesso a recursos essenciais e interromper o fluxo gênico, causando declínios e extinções locais (JAEGER et al., 2005; TAYLOR et al., 1993).

A configuração e disposição dos elementos na paisagem podem determinar a capacidade de movimentação e deslocamento das espécies, tornando a conectividade um elemento chave para manutenção da biodiversidade (TAYLOR et al., 1993). Conectividade é a capacidade da paisagem de promover o fluxo dos organismos, seja por considerar aspectos estruturais, como o arranjo físico da paisagem, ou funcionais, quando considera os atributos e a resposta das espécies (TAYLOR et al., 1993). Isso significa que a conectividade não depende apenas das características da paisagem, mas também de aspectos da mobilidade dos organismos (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). A conectividade estrutural pode, em muitos casos, ser considerada como um potencial da conectividade funcional. Contudo, a presença de conexões espaciais não significa que tais conexões existam funcionalmente. Da mesma forma, a ausência de conexões espaciais não implica obrigatoriamente na ausência de fluxos biológicos. Tudo depende das características da espécie e como elas se locomovem na paisagem e interagem com seus elementos (METZGER, 2003).

Os impactos da fragmentação causados pelas rodovias são sentidos principalmente pelas espécies arborícolas, que dependem da cobertura do dossel para deslocamento e alimentação (GOOSEM, 2007; WILSON et al., 2007). Espécies estritamente arborícolas estão mais sujeitas ao isolamento genético e são mais sensíveis à perda florestal. Ao mesmo tempo, espécies desse grupo que eventualmente descem ao solo para acessar outras áreas correm risco de atropelamento ao cruzar rodovias (CAINE, 1996; OLIVEIRA; LIMA & CHIARELLO, 2012). Atropelamentos representam a principal causa de mortalidade direta da fauna causada por ação humana nas rodovias (FORMAN; ALEXANDER, 1998; GRILO et al., 2018), contribuindo significativamente para a redução da abundância e da diversidade genética das populações. Além disso, o tráfego de veículos intensifica a fragmentação, ampliando o isolamento e o efeito de borda, enquanto gera impactos como emissões de ruídos, iluminação e poluentes químicos. Tais efeitos podem causar mudanças no comportamento, nos padrões de deslocamento e na área de vida desses animais (FORMAN; ALEXANDER, 1998; SEILER, 2002).

No sul da Bahia, região altamente biodiversa e que abriga espécies ameaçadas e endêmicas (LANDAU et al., 2008, MARTINI et al., 2007), as rodovias podem impactar o movimento de mamíferos arborícolas, tanto pelo efeito barreira, que limita sua dispersão, como pelos atropelamentos, trazendo desafios para a manutenção da conectividade funcional da paisagem. Nesse sentido, uma das estratégias para se manter a biodiversidade em escala regional é a seleção de áreas prioritárias para a conservação (WILLIAMS et al., 2002). O conhecimento prévio sobre taxas de atropelamento e sua distribuição espacial é fundamental para identificar pontos de concentração de atropelamentos (*hotspots*) e subsidiar decisões. No entanto, diante da ausência de dados para grande parte da malha viária da região sul da Bahia (GRILO et al., 2018), torna-se essencial o uso de modelos preditivos, considerando variáveis ecológicas e ambientais.

Simulações que incluem o comportamento de movimentação dos animais podem ser usados para identificar os locais de travessia mais prováveis para os animais, bem como apontar os melhores locais nas rodovias para a indicação de medidas mitigadoras e ampliação da conectividade (ADRIAENSEN et al., 2003;

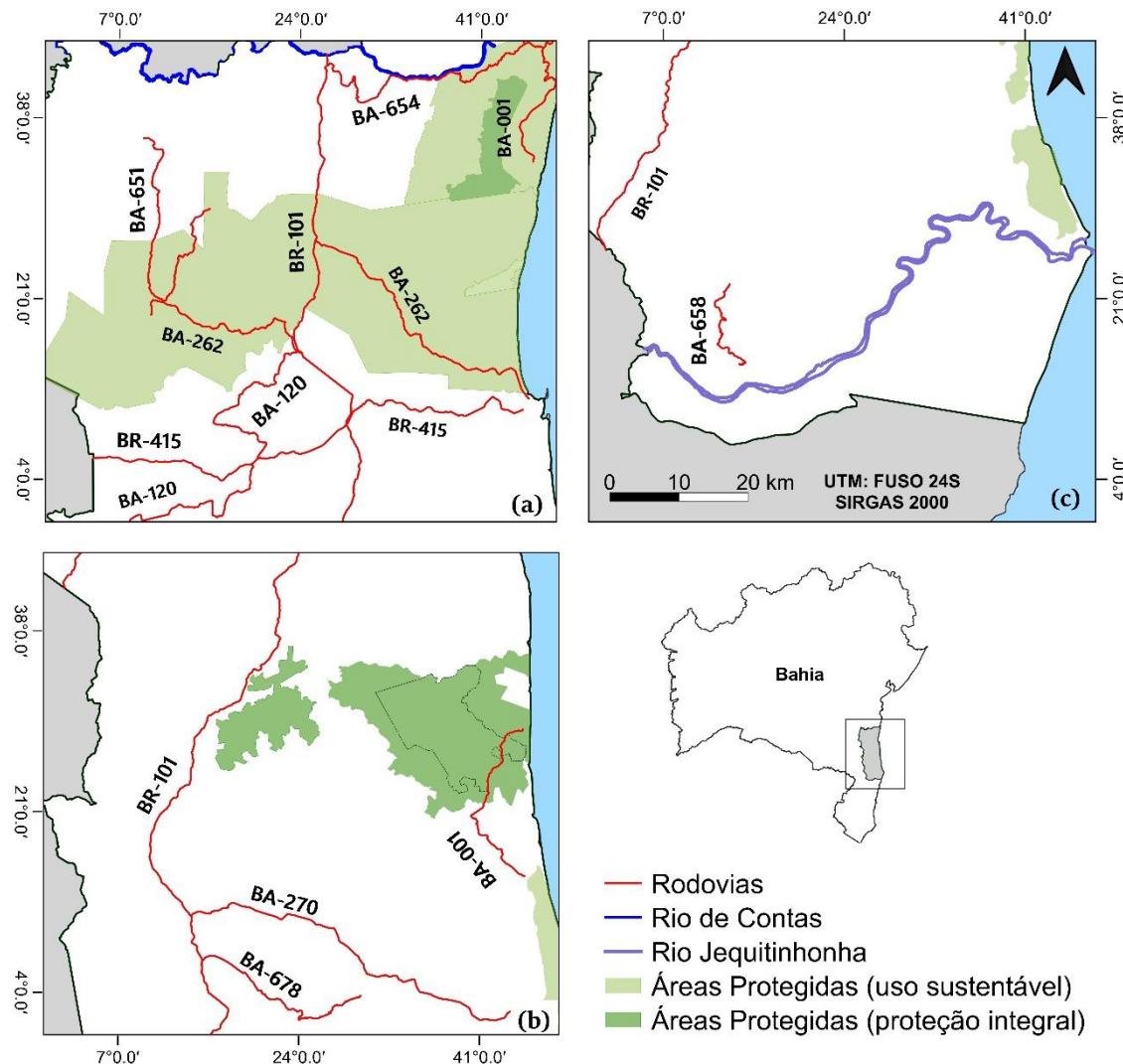
LESBARRÈRES & FAHRIG, 2012). Por isso, o objetivo deste estudo é identificar, através da modelagem de corredores, trechos ao longo das rodovias do sul da Bahia com maior potencial para a travessia dos mamíferos arborícolas. Considerando que as espécies do estudo são primariamente florestais, esperamos que a avaliação dos especialistas indique menor resistência ao deslocamento das espécies em ambientes florestais. Assim, é previsto que os caminhos simulados se concentrem nesses locais. A partir disso, pretendemos apresentar trechos prioritários para implementação de medidas mitigadoras que possam promover o aumento da conectividade e a passagem segura da fauna nas rodovias. A modelagem de corredores utiliza o método de “caminhos de menor custo” (*least cost path*), que permite simular caminhos funcionais entre áreas de remanescentes florestais (fonte e destino). Essa abordagem é baseada em uma superfície de resistência da paisagem, a qual representa a dificuldade ou a facilidade enfrentada pelas espécies ao se moverem através de diferentes componentes da paisagem (ADRIAENSEN et al., 2003; LAPOINT et al., 2015; RIBEIRO et al., 2017).

## **2. Metodologia**

### **2.1 Área de estudo**

A área de estudo está situada no sul da Bahia, região que abriga a maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica do Estado, conhecida como Costa do Cacau (Figura 1). A área escolhida tem como limite os rios de Conta, no município de Itacaré, e o Rio Jequitinhonha, no município de Belmonte, os quais formam barreiras geográficas para a dispersão de algumas espécies. A área é caracterizada por diversos usos da paisagem, que incluem florestas em diferentes estágios de sucessão, pastagens, plantações de eucalipto para fins de produção de papel e celulose, seringueiras e sistemas agroflorestais de cacau (*Theobroma cacao*) (PARDINI, 2004). Esse sistema agroflorestal apresenta boa permeabilidade, favorece o trânsito da fauna entre os fragmentos e pode servir como habitat para diversas espécies da região, incluindo espécies ameaçadas de extinção (CASSANO et al., 2011; SCHROTH et al., 2011). A área de estudo engloba as seguintes Unidades de Conservação: Parque Estadual Ponta da

Tulha (PEPT), Parque Estadual Serra do Conduru (PESC), Parque Nacional Serra das Lontras (PNSL), Refúgio de Vida Silvestre de Una (REVIS de Una), Reserva Biológica de Una (REBIO de Una), APA Serra Grande e Itacaré e APA da Lagoa Encantada (Figura 1).



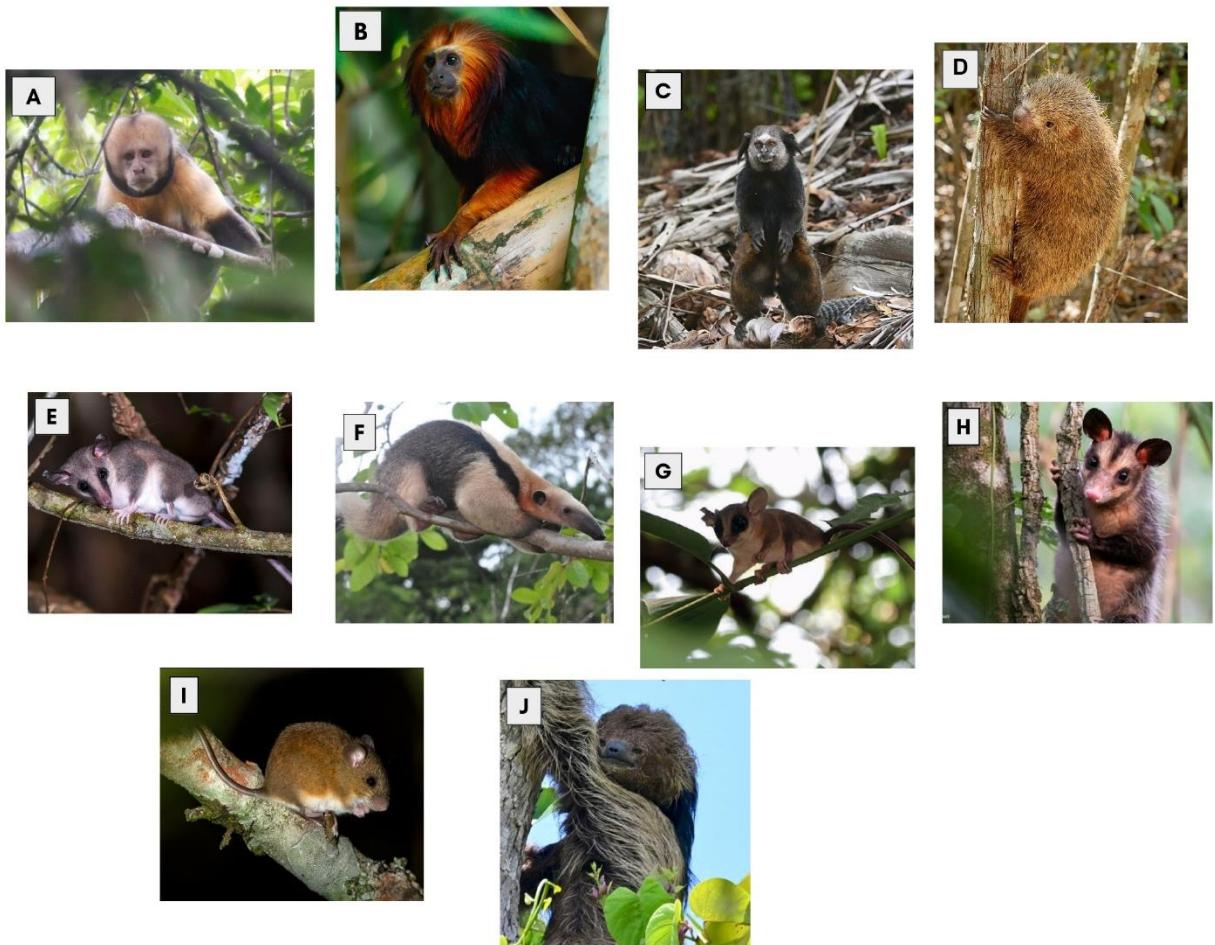
**Figura 1.** Mapa da área de estudo destacando as rodovias estudadas e as Áreas Protegidas presentes na região. O mapa foi dividido em três partes para melhor visualização da área: a) região norte da área de estudo; b) região sul da área de estudo e c) região extremo sul da área de estudo.

As rodovias incluídas no estudo são a BR-415, BR-101, BA-262, BA-270, BA-678, BA-651, BA-654, BA-120 e BA-658. Foram incluídas todas as rodovias

pavimentadas existentes dentro da área de estudo (Figura 1), exceto boa parte da rodovia BA-001. Esta rodovia, por ser litorânea, está disposta ao longo da costa de forma longitudinal (orientação Norte-Sul), e apresenta estreita faixa de terra do lado leste, impossibilitando nossas análises. Nós assumimos que esta tem um baixo potencial de interromper o fluxo na paisagem, pelos mesmos motivos. Assim, foi incluído apenas o trecho Serra Grande-Itacaré e o trecho dentro do município de Una da BA001, uma vez que se encontram mais afastados do litoral.

## 2.2 Espécies alvo

As espécies selecionadas como modelo para este estudo foram: o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), classificado como “Criticamente em Perigo” (CANALE et al., 2021); o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), “Em Perigo” (OLIVEIRA et al., 2021); o sagui-de-Wied (*Callithrix kuhlii*), “Vulnerável” (NEVES et al., 2021); o ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*), também “Vulnerável” (CATZEFLIS et al., 2017); e a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), igualmente classificada como “Vulnerável” (CHIARELLO et al., 2022). Além dessas, foram incluídos o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), a cuíca-cinza (*Marmosops incanus*), a cuíca (*Marmosa murina*), o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*) e o rato-da-árvore (*Rhipidomys mastacalis*) (Figura 2). Essas espécies apresentam diferentes modos de locomoção e graus variados de dependência de substratos arbóreos, possuindo hábitos arborícolas ou semi-arborícola (ver Material Suplementar).



**Figura 2.** Espécies de mamíferos arborícolas selecionadas como espécie alvo do estudo: a) *Sapajus xanthosternos*, por Eric Vieira; b) *Leontopithecus chrysomelas*, por Vanessa Kayne; c) *Callithrix kuhlii*, por Anderclaudio Ribeiro; d) *Chaetomys subspinosus*, por Rafael Serra; e) *Marmosops incanus*, por Leonardo Merçon; f) *Tamandua tetradactyla*, por Frederico Sonntag; g) *Marmosa murina*, por Michel Faria; h) *Didelphis aurita*, por Pablo Serur; i) *Rhipidomys mastacalis*, por Leonardo Merçon e j) *Bradypus torquatus*, por Anderclaudio Ribeiro.

### 2.3 Modelagem de corredores

A modelagem de corredores ecológicos foi utilizada para identificar trechos com maior potencial para a travessia de mamíferos arborícolas em rodovias, bem como áreas prioritárias para a promoção da conectividade da paisagem. Nesses locais, devem ser priorizadas medidas que favoreçam a travessia segura da fauna. A modelagem foi realizada com base em caminhos de menor custo. O modelo de menor custo é gerado a partir de uma superfície de custo ou superfície

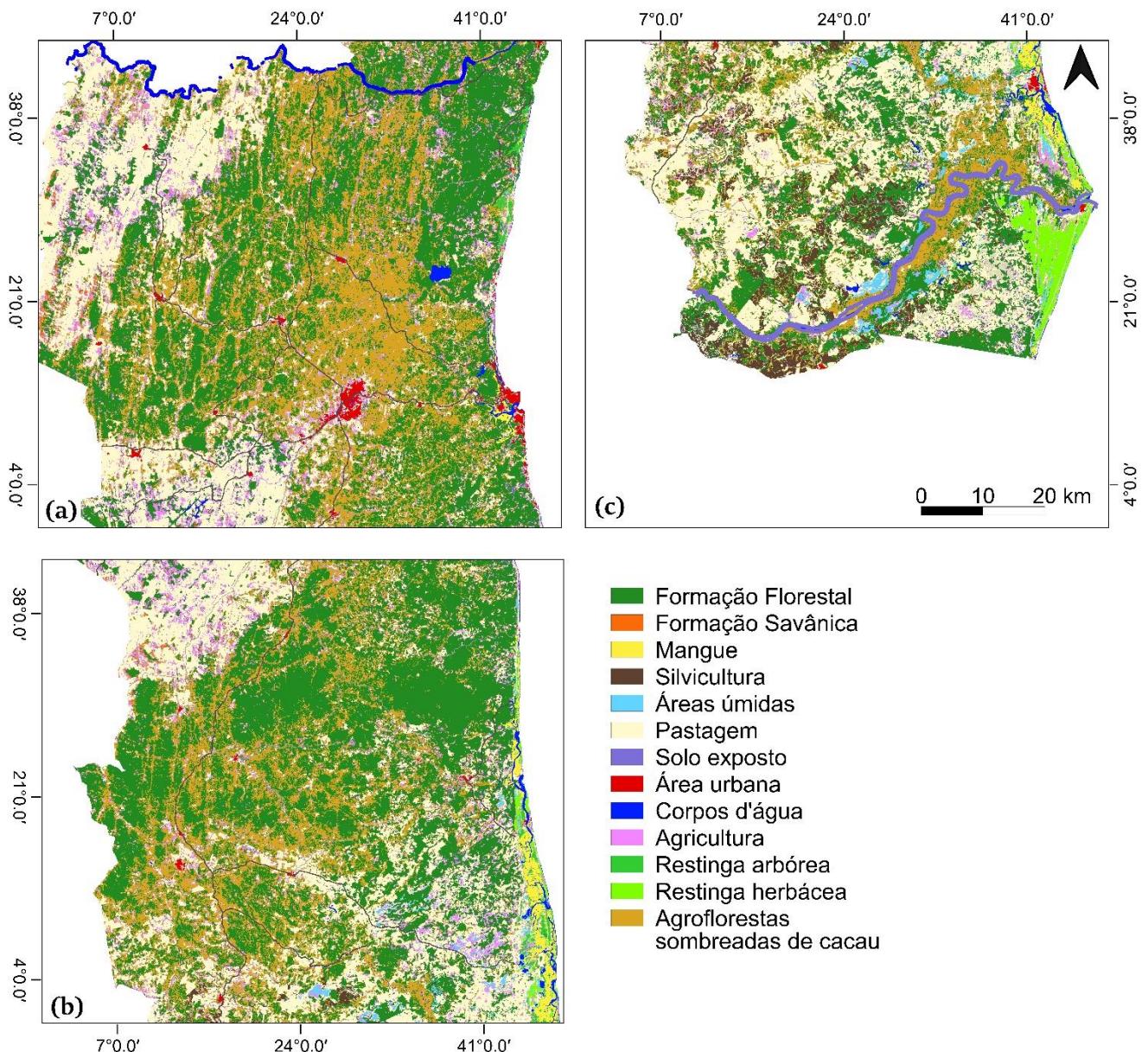
de fricção, representado por uma matriz que associa um valor (custo) ao atravessamento de uma célula ou pixel. Esses valores refletem o custo de movimentação das espécies em diferentes tipos de uso do solo na paisagem (ATKINSON et al., 2005). Essa abordagem permite simular os trajetos menos custosos entre pares de fragmentos florestais (fonte e destino), considerando os diferentes usos e cobertura do solo (ADRIAENSEN et al., 2003). Inicialmente, foi realizado o mapeamento dos tipos de uso do solo na área de estudo. Em seguida, foi gerada uma matriz de resistência para cada espécie-alvo, com base na opinião de especialistas sobre o grau de dificuldade que cada tipo de uso do solo oferece ao deslocamento dessas espécies. Após a definição dos pontos de fonte e destino, foi feita as simulações da modelagem de corredores. Os detalhes de cada uma dessas etapas metodológicas são apresentados a seguir.

### **2.3.1 Mapeamento do uso do solo**

Para o mapeamento do uso do solo e vegetação da área de estudo, foram combinados os mapas do projeto MapBiomass – coleção 7, e MapBiomass-Cacau (<https://mapbiomas.org>), ambos em formato *raster*, com resolução espacial de 30 m. Na prática, foram acrescidas as áreas de plantações sombreadas de cacau identificadas no MapBiomass-Cacau no *raster* de uso do solo e vegetação provindos do MapBiomass. No mapa resultante, as rodovias pavimentadas e estradas não-pavimentadas foram incluídas ao mapa como um tipo de uso do solo, uma vez estas podem funcionar como barreiras para a movimentação das espécies. Para isso, foram utilizadas camadas (*shapefiles*) disponibilizadas pelas bases digitais do OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org/copyright>), e complementadas, quando necessário, por meio de digitalização manual no software QGIS (versão 3.34.8). Então, as camadas foram rasterizadas e acrescidas ao mapa de uso do solo.

Assim, o mapa resultante apresentou 15 categorias de uso do solo e vegetação: Formação florestal; Formação savânica; Plantações sombreadas de cacau; Mangue/Vegetação paludosa; Área úmida (áreas alagadas, brejos, várzeas e apicum); Restinga herbácea; Restinga arborizada; Pasto/Campo; Agricultura; Solo exposto; Silvicultura; Áreas urbanas; Corpos d'água (rios, córregos, lagoas e aquicultura); Estradas (não-pavimentadas) e Rodovias

pavimentadas (Figura 3). Detalhes das classes de uso do solo podem ser vistas no projeto MapBiomas, coleção 8.



**Figura 3.** Mapeamento das classes de uso do solo que compõe a área de estudo no sul da Bahia.

### 2.3.2 Consulta com especialistas

Após o mapeamento do uso do solo, 27 pesquisadores que estudam os táxons selecionados (especialistas) foram consultados para determinar os

valores de resistência à movimentação das espécies nas diferentes classes de uso e vegetação. O valor de resistência reflete a facilidade ou dificuldade que os animais têm para se mover em cada ambiente. Os pesquisadores foram motivados a atribuir um valor de "custo" a cada classe, variando de 0 a 100, com valores menores indicando menor resistência (maior facilidade de deslocamento) e valores maiores indicando maior resistência (maior dificuldade de deslocamento) à movimentação da espécie durante eventos de dispersão (Tabela 1).

A consulta foi feita de forma individual, para ter independência na opinião dos participantes, através do envio por e-mail de uma tabela para ser preenchida, acompanhada de instruções. Os especialistas foram selecionados previamente através de um levantamento que incluiu artigos científicos, trabalhos técnicos e indicações de colegas cientistas, bem como foram incluídos membros do Grupo de Assessoramento Técnico (GAT) e colaboradores do Plano de Ação Nacional para a Conservação de Primatas da Mata Atlântica e Preguiça-de-Coleira (PAN-PPMA). É importante destacar que a opinião de pesquisadores e técnicos experientes é frequentemente utilizada em pesquisas de conservação, especialmente na ausência de informações diretamente medidas sobre as espécies (MARTIN et al., 2012; MCBRIDE & BURGMAN, 2012).

### **2.3.3 Construção da matriz de resistência**

A matriz de resistência é uma superfície de custo em formato *raster*, onde cada *pixel* do mapa tem um valor de resistência atribuído a ele. *Pixels* com valores mais altos têm menores chances de ser escolhidos como parte da rota do animal, enquanto pixels com valores mais baixos têm maiores chances de serem selecionados (RIBEIRO et al., 2017). Portanto, os caminhos de menor custo não são os caminhos mais curtos, mas sim as rotas menos custosas ao movimento dos animais.

O valor de resistência de cada classe de uso do solo foi definido considerando a mediana ponderada dos valores de custo atribuídos por cada pesquisador. Pesquisadores especialistas nas espécies alvo receberam peso 2, enquanto pesquisadores especialistas em espécies semelhantes (do mesmo gênero)

receberam peso 1. Isso significa que os valores dos primeiros foram duplicados antes de calcular a mediana. Dessa forma, foi possível considerar a tendência central da opinião dos pesquisadores e dar maior peso para a opinião daqueles que trabalham especificamente com as espécies alvo.

Por fim, com o mapa de uso do solo refinado e com os valores de resistência já estabelecidos, foi gerada uma matriz de resistência específica para cada espécie. Cada matriz representou uma paisagem com diferentes níveis de permeabilidade ao deslocamento, refletindo como as espécies percebem e se movimentam por entre os distintos tipos de cobertura do solo. Para isso, os valores originais das classes do mapa de uso do solo foram reclassificados para os valores de resistência utilizando a função *reclassify* do pacote *raster* (HIJMANS, 2021) no software R (versão 4.3.3, R Core Team, 2021).

<b>Classe de uso do solo</b>	<b>% na região</b>	<b>SX</b>	<b>LC</b>	<b>CK</b>	<b>BT</b>	<b>CS</b>	<b>TT</b>	<b>MI</b>	<b>MM</b>	<b>DA</b>	<b>RM</b>
<b>Formação florestal</b>	37.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Cabruca</b>	22.6	13	10	5	25	35	1	10	8	0	10
<b>Formação savânica</b>	0.22	48	45	40	43	43	20	30	10	0	20
<b>Restinga herbácea</b>	0.99	70	65	80	70	68	45	60	60	40	60
<b>Restinga arbórea</b>	0.34	1	9	3	20	30	20	30	28	30	30
<b>Mangue</b>	0.78	25	45	15	45	55	35	50	40	20	50
<b>Pastagem</b>	24.54	88	90	90	70	90	65	80	65	30	60
<b>Solo exposto</b>	0.11	90	90	85	80	85	80	80	90	80	80
<b>Área úmida</b>	0.69	95	95	95	98	90	40	70	55	30	60
<b>Área urbana</b>	0.42	83	80	75	97	95	90	90	90	50	90
<b>Agricultura</b>	7.71	63	90	75	70	80	60	70	75	20	70
<b>Silvicultura</b>	1.82	25	38	33	60	50	50	70	20	10	20
<b>Estrada</b>	0.51	73	85	70	90	80	85	90	90	80	90
<b>Rodovia</b>	0.65	69	70	60	70	70	65	70	70	50	70
<b>Corpos d'água</b>	0.79	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200

**Tabela 1.** Valores de resistência ao deslocamento e dispersão das espécies alvo para cada classe de uso do solo. Valores variam de 0 a 100, correspondendo entre muito fácil e muito difícil de mover durante a dispersão. *S. xanthosternos*

(SX); *L. chrysomelas* (LC); *C. kuhlii* (CK); *B. torquatus* (BT); *C. subspinosus* (CS); *T. tetradactyla* (TT); *M. incanus* (MI); *M. murina* (MM); *D. aurita* (DA) e *R. mastacalis* (RM). O Valor referente a classe “corpos d’água” foi padronizado como 200 para que os caminhos de menor custo não atravessassem por essas áreas.

#### **2.3.4 Fragmentos fonte e destino**

Para gerar as simulações de caminhos de menor custo, foi necessário selecionar fragmentos de vegetação que representassem a origem e o destino de cada trajeto, correspondendo aos pontos de partida e chegada da dispersão dos animais. A fim de garantir que a área de estudo fosse amostrada igualmente, a seleção dos fragmentos foi realizada por meio de amostragem estratificada, utilizando uma grade com pontos equidistantes a 20 km, através do software QGIS (versão 3.34.8). A partir de cada ponto da grade, foram selecionados os fragmentos de vegetação mais próximos com área igual ou superior a 50 hectares, excluindo aqueles localizados a menos de 500 m da rodovia, a fim de evitar a seleção de áreas muito próximas à infraestrutura viária. Embora estruturalmente pequenos, esses fragmentos podem desempenhar papel funcional na conectividade da paisagem, ao possibilitar o deslocamento temporário dos animais entre manchas maiores e atuar como *stepping stones* em áreas fragmentadas (ZEIGLER et al., 2010). Com isso, buscou-se amostrar a área de estudo de forma homogênea, conectando fragmentos que potencialmente funcionam como importantes fontes de indivíduos dispersantes, ao mesmo tempo em que se evitou a proximidade com rodovias para minimizar possíveis vieses na seleção dos pares fonte e destino. Um fragmento foi pareado com outros fragmentos em até oito direções distintas (norte, sul, leste, oeste, nordeste, noroeste, sudeste e sudoeste), desde que estivessem localizados em lados opostos da rodovia. No total, foram selecionados 36 fragmentos fonte e destino para as simulações.

#### **2.3.5 Modelagem dos caminhos de menor custo**

Com as matrizes de resistência específicas para cada espécie e os pares de fragmentos definidos como fonte e destino, os caminhos de menor custo foram simulados utilizando a ferramenta LandScape Corridors (*LSCorridors*) (RIBEIRO

et al., 2017), uma extensão do software GRASS GIS (Geographic Resources Analysis Support System) (NETELER et al., 2012). O *LSCorridors* utiliza quatro métodos diferentes de simulação de rotas. O método *Measures by Landscape* considera a percepção das espécies em relação à paisagem, incorporando diferentes níveis de sensibilidade: mínima (*MLmin*), média (*MLavg*) e alta (*MLmax*). Essa abordagem parte do princípio de que cada *pixel* central é influenciado pelos pixels vizinhos, conforme a capacidade de percepção da espécie. O parâmetro *MLmax* é indicado para espécies habitat-especialistas cuja movimentação sofre efeito dos ambientes menos adequados localizados nas circunvizinhanças, definida pelo raio de percepção informado. Em contraste, *MLmin* se aplica a espécies capazes de se movimentar por trechos mais curtos em ambientes menos adequados, desde que um ambiente melhor esteja nas circunvizinhanças, definida pelo raio de percepção (RIBEIRO et al., 2017).

A modelagem foi feita individualmente para cada espécie-alvo. Com base na sensibilidade e especificidade do grupo em termos de habitat, foi usado o parâmetro *MLmax* para todas as espécies, exceto *Didelphis aurita*, para o qual foi usado o *MLavg*. O *LSCorridors* gera um arquivo *raster* com o índice de RSFI (Índice de Frequência de Seleção de Rota), que indica a frequência com a qual cada *pixel* foi selecionado como rota durante a simulação. *Pixels* com alto valor de RSFI indicam as melhores rotas potenciais entre os fragmentos fonte-destino. Em seguida, os caminhos de menor custo de todas as espécies foram unidos em um único mapa *raster*, onde os valores de RSFI foram combinados por meio de uma soma ponderada, atribuindo maior peso às espécies ameaçadas (peso 2), por serem mais vulneráveis e necessitarem de ações mais urgentes.

### **2.3.6 Trechos prioritários**

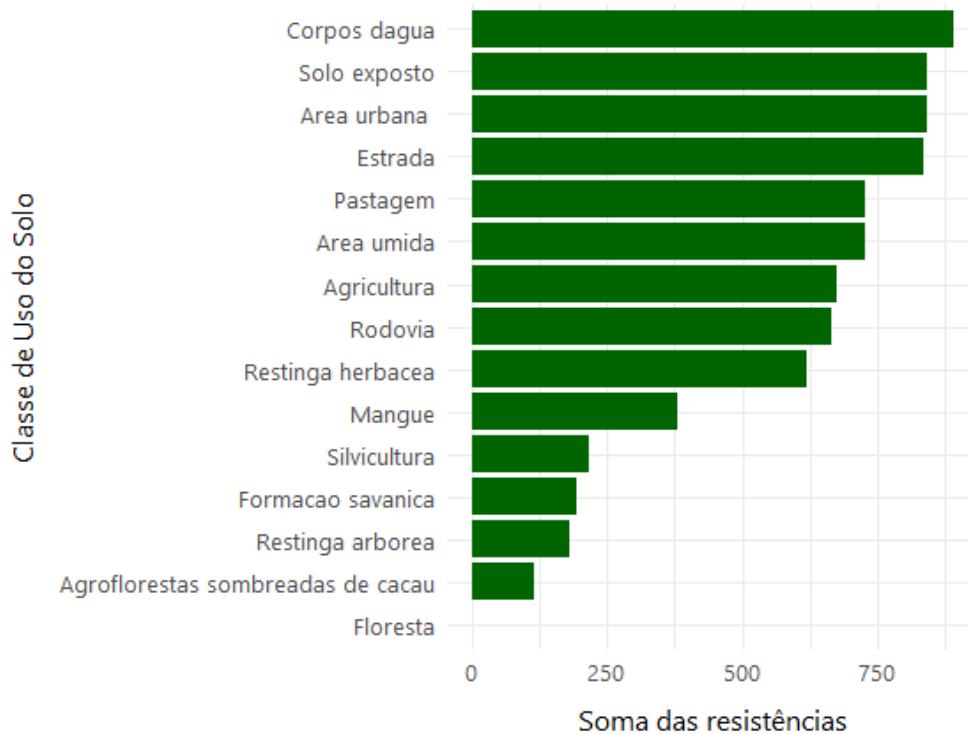
Para a priorização dos trechos, as rodovias foram segmentadas em trechos de 1 km e um buffer de 50 m foi criado ao redor de cada trecho. Em seguida, foi calculado número de caminhos (soma dos *pixels*) interceptando cada trecho. Para classificar os trechos em cada rodovia em alta, média e baixa prioridade, foi calculado o valor da mediana e terceiro quartil dos valores resultantes de cada trecho (1 km). Trechos com valores acima do terceiro quartil foram considerados de alta prioridade, enquanto trechos com valores entre a mediana e terceiro quartil foram considerados de média prioridade e trechos com valores abaixo da

mediana, foram considerados de baixa prioridade. Trechos com valor 0 (onde não houve intercepção de caminhos de menor custo) não foram incluídos no cálculo.

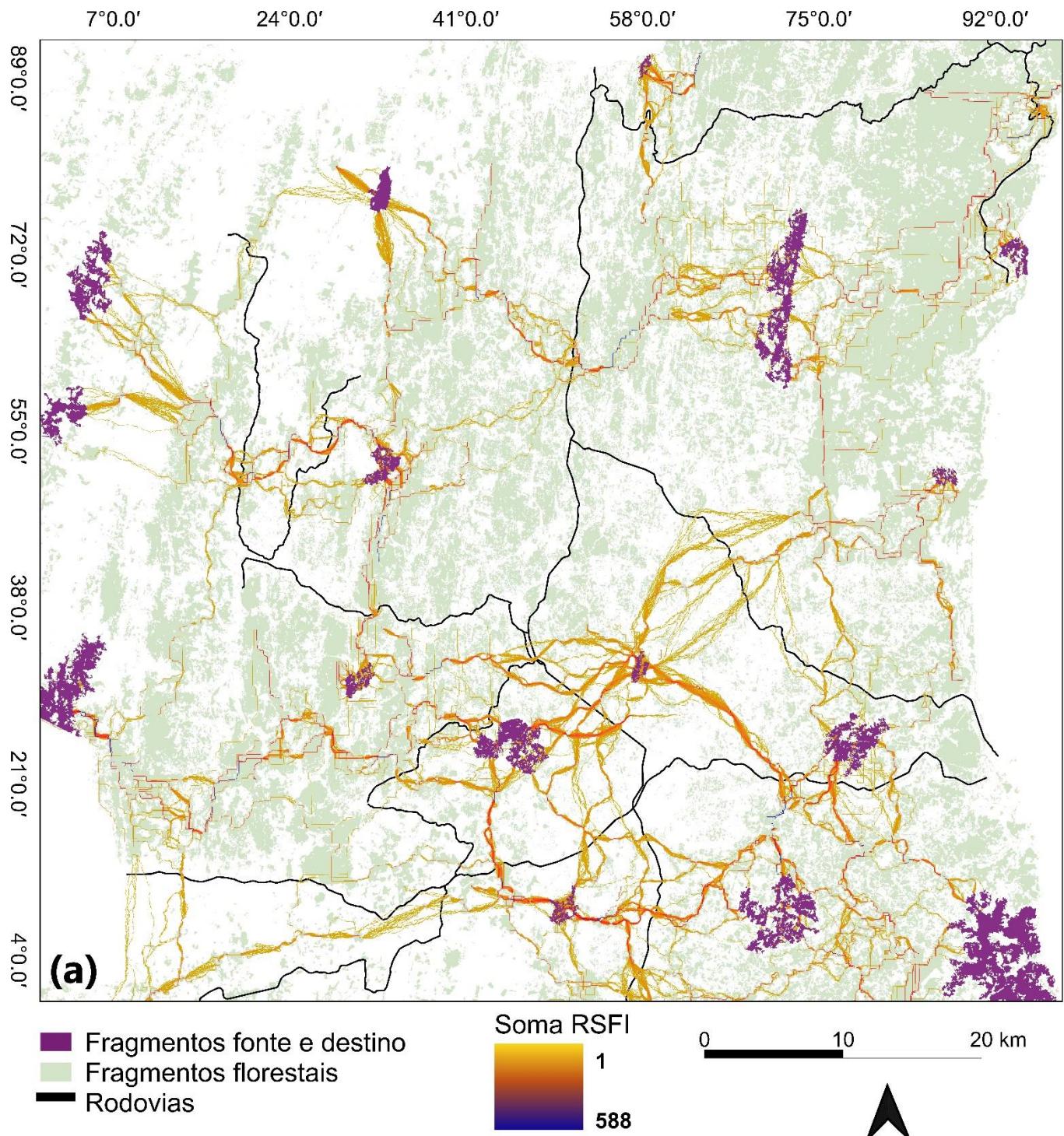
### 3. Resultados

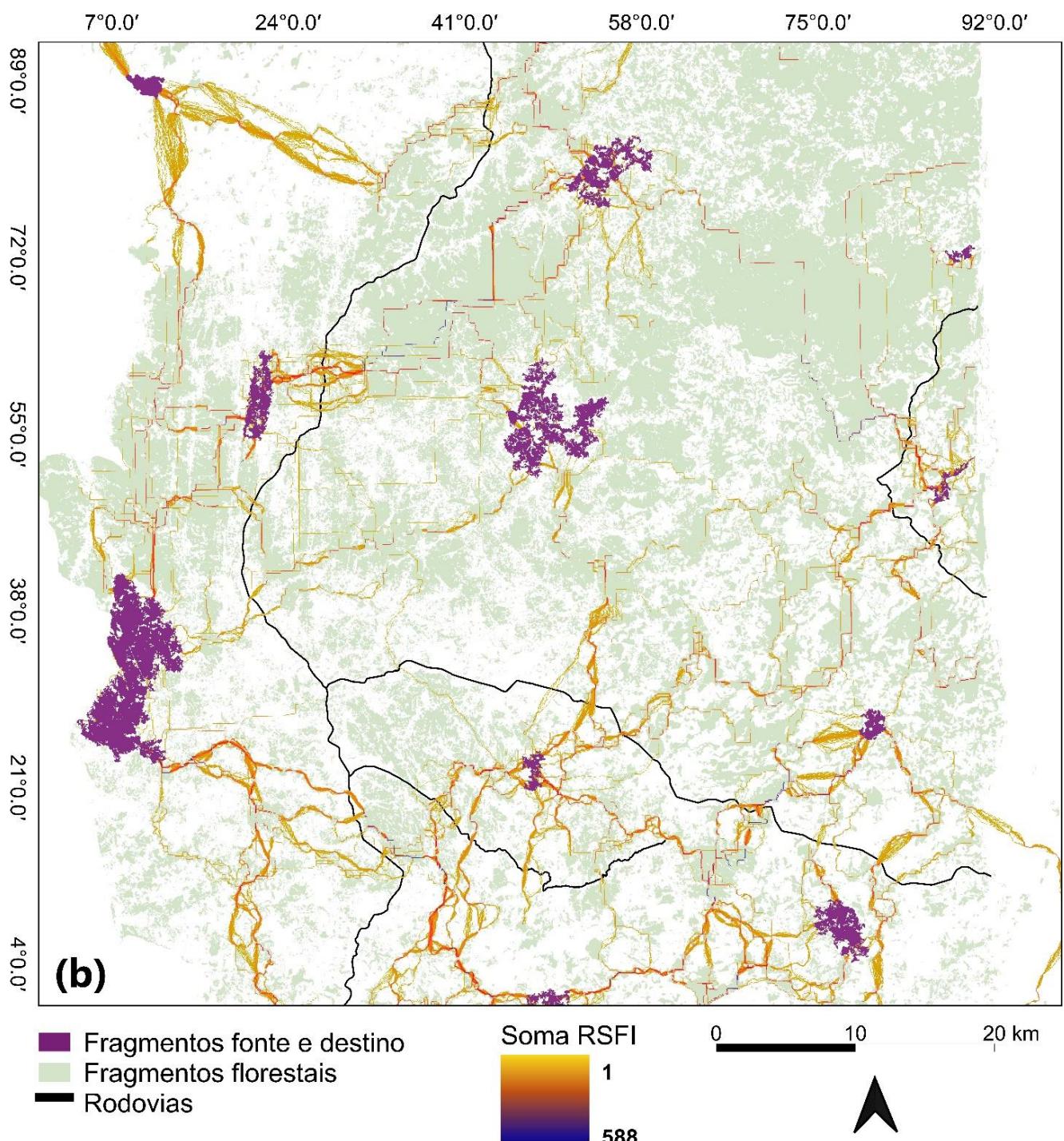
A modelagem de corredores gerou 10 caminhos por par de fragmento e 3.600 simulações no total para todas as espécies. As simulações foram feitas separadamente para cada espécie estudada e posteriormente somadas. A Figura 5 mostra esse conjunto de simulações e sua sobreposição, onde é possível observar que grande parte dos caminhos simulados foram convergentes na paisagem e atravessaram pontos específicos nas rodovias analisadas.

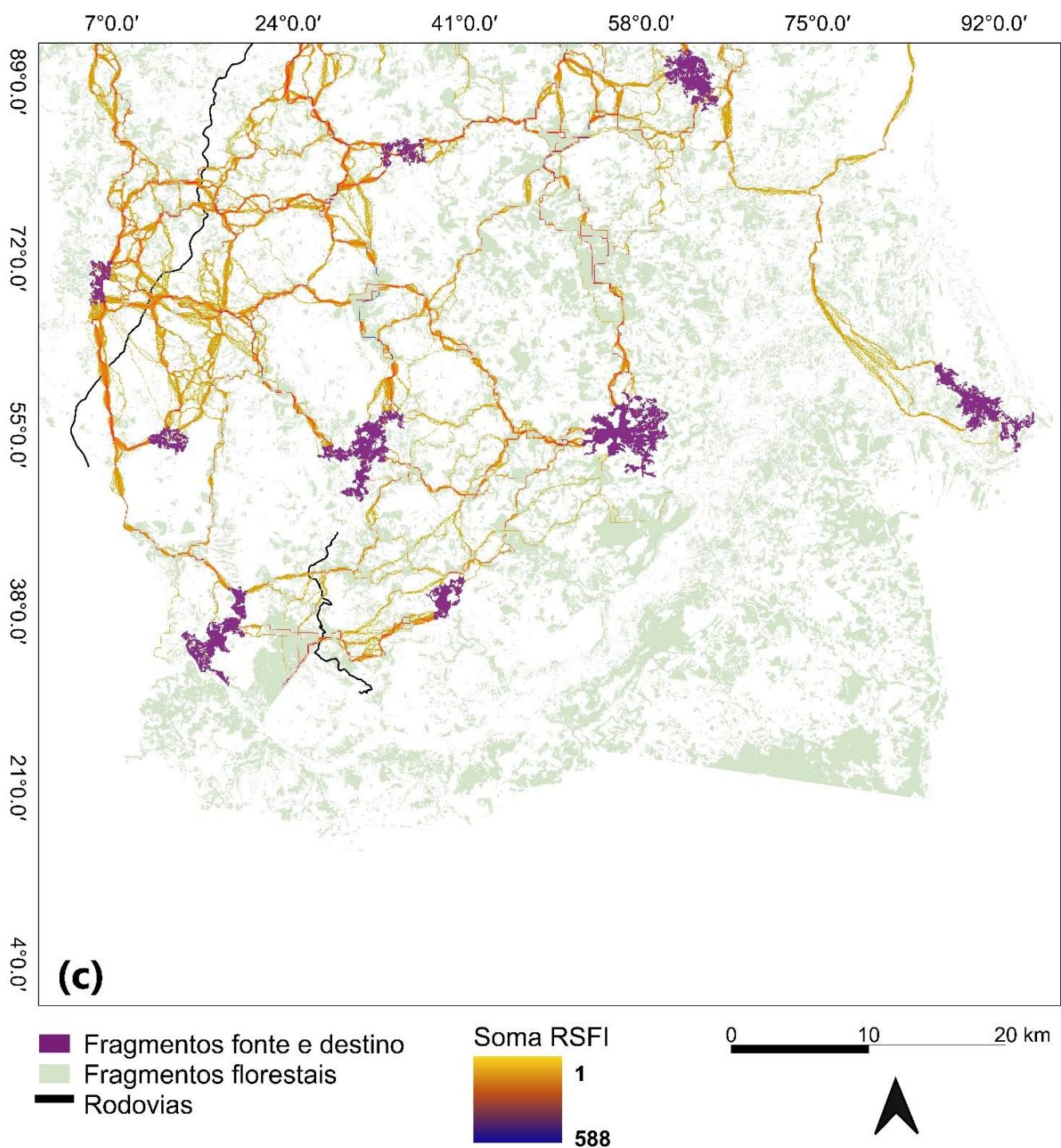
Considerando todas as espécies estudadas em conjunto, as classes de usos do solo que apresentaram menor resistência, segundo a pesquisa feita com os especialistas, foi a de formação florestal, seguida por agroflorestas sombreadas de cacau e formação savânica (Figura 4).



**Figura 4.** Soma dos valores de resistência das espécies alvo para cada classe de uso do solo, considerando as respostas de especialistas.





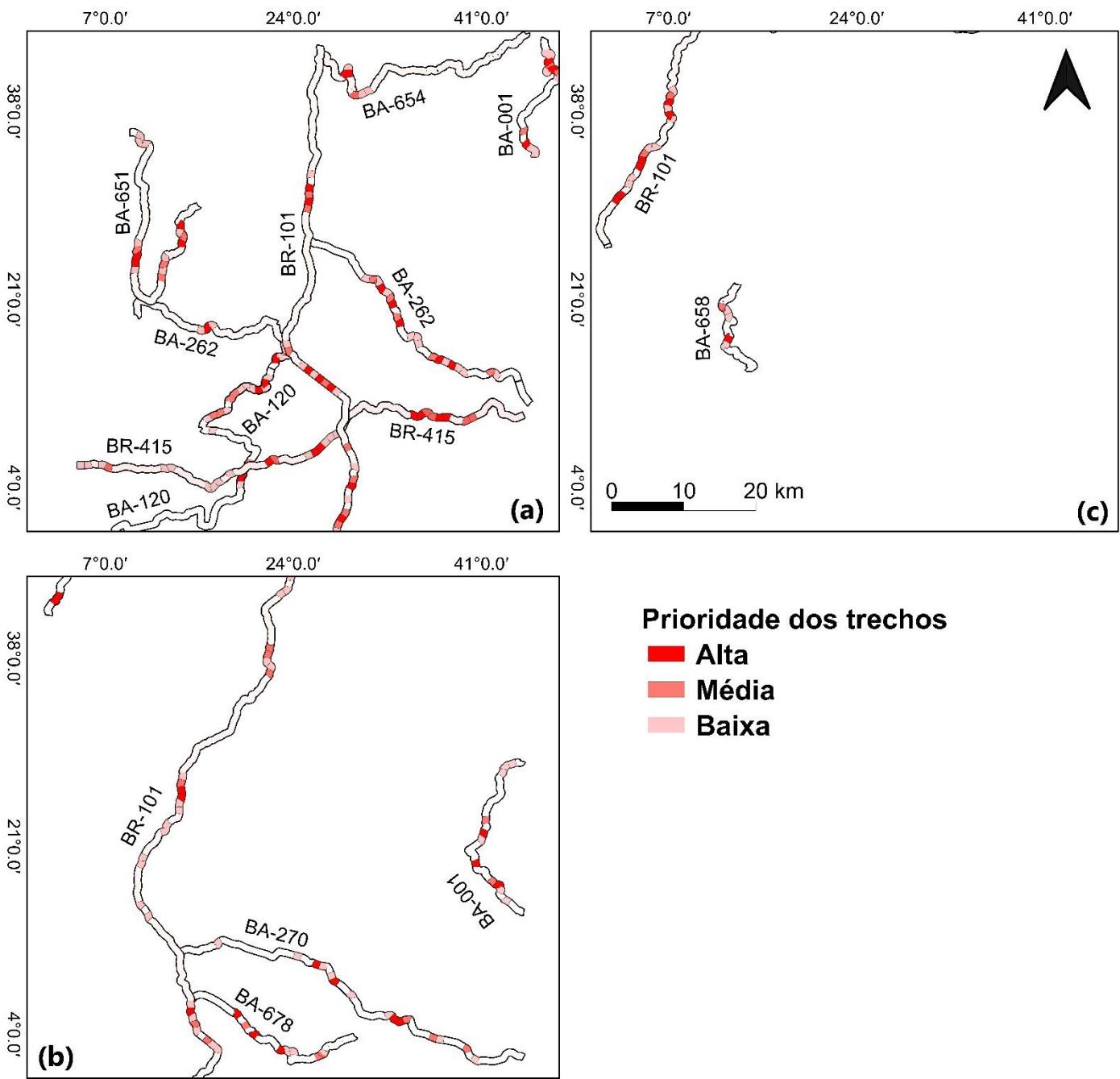


**Figura 5.** Soma das simulações dos caminhos de menor custo (figuras a, b, c) de deslocamento das espécies alvo do estudo entre fragmentos florestais. As linhas coloridas indicam o gradiente da soma ponderada dos caminhos de menor custo, variando da cor amarela (menor valor de RSFI) a azul (maior valor de RSFI).

Os trechos classificados como de alta prioridade, ou seja, aqueles com valores acima do terceiro quartil, totalizaram 54 segmentos. A quantidade desses trechos variou entre as diferentes rodovias (Tabela 2).

Rodovia	Extensão (km)	Alta prioridade (nº trechos/km)	Média prioridade (nº trechos/km)	Baixa prioridade (nº trechos/km)
<b>BA-262</b>	74,1	6	5	12
<b>BA658</b>	20,0	1	1	3
<b>BA678</b>	31,6	3	2	5
<b>BA270</b>	57,5	4	3	8
<b>BA001</b>	54,2	6	5	12
<b>BA120</b>	70,8	7	6	8
<b>BR415</b>	72,8	7	6	8
<b>BA651</b>	48,0	4	4	8
<b>BR101</b>	201,5	16	16	33
<b>BA654</b>	45,3	2	1	3

**Tabela 2.** Trechos de alta, média e baixa prioridade classificados por rodovia.



**Figura 5.** Trechos de alta, média e baixa prioridade nas rodovias do sul da Bahia.

#### 4. Discussão

Este estudo é o primeiro a utilizar a abordagem de modelagem de corredores para identificar áreas com maior potencial de travessia por mamíferos arborícolas nas rodovias do sul da Bahia. Os resultados obtidos indicaram locais mais prováveis para o deslocamento das espécies alvo, de acordo com a

perspectiva de cada uma e sua resistência à movimentação em diferentes tipos de uso do solo. A identificação dessas áreas permite direcionar ações de conservação voltadas à conectividade em pontos estratégicos, principalmente entre fragmentos florestais. Foi possível observar que apesar da área de estudo possuir diversas áreas florestadas, existe uma grande influência das matrizes pastagem e outros tipos de usos do solo na região. As simulações revelaram uma grande convergência nas rotas de deslocamento entre as espécies, indicando uma limitação de caminhos alternativos disponíveis na paisagem. Houve também variação na quantidade de trechos de alta prioridade entre as rodovias, evidenciando a influência de características específicas de cada traçado e sua paisagem adjacente, embora as rodovias tenham diferentes extensões.

A convergência de caminhos simulados em trechos específicos das rodovias pode estar relacionada à maior presença de ambientes florestados nesses locais. Trechos com maior cobertura florestal ou inseridos em matrizes permeáveis para as espécies favorecem a interação da fauna com as rodovias, seja porque oferecem recursos atrativos ou porque funcionam como habitat para elas (BUENO & FREITAS, 2015; BARNUM, 2003). No entanto, esses mesmos trechos também apresentam maior risco de atropelamentos (BARNUM, 2003), como demonstrado por Grilo e colaboradores (2011), que registraram maior incidência de atropelamentos em rodovias inseridas em áreas com cobertura florestal contínua. Assim, paisagens com maior conectividade, embora essenciais para a movimentação da fauna, também podem resultar em maior mortalidade, evidenciando que a conectividade da paisagem e os atropelamentos relacionados às estradas estão interligados (GRILLO et al., 2011). Essa relação indica que a interação da fauna com as rodovias, temporal e espacialmente, é influenciada pelas características ambientais e pelos fatores ecológicos de cada espécie (LEBLOND et al., 2013; LECLERC et al., 2014). Portanto, ao considerar os trechos prioritários para implementação de medidas de mitigação, é fundamental considerar tanto a estrutura da paisagem quanto o comportamento das espécies e as condições locais do tráfego nas rodovias (MAGNUS, 2006).

As rodovias BA-262, BA-415 e os dois trechos analisados da BA-001 estão inseridos em uma paisagem com maior proporção de ambientes florestados em seu entorno. Além disso, exceto pela BA-001, essas rodovias atravessam extensas áreas de agroflorestas sombreadas de cacau, que, por sua alta permeabilidade, pode atuar como corredores ecológicos, favorecendo o deslocamento da fauna entre os fragmentos florestais da região (FERNANDES, 2008; OLIVEIRA et al., 2011). A conexão entre áreas de vegetação nativa e sistemas agroflorestais pode representar uma estratégia eficaz para promover a conectividade em paisagens fragmentadas (LANDAU, 2003). Nesse contexto, a presença de fragmentos florestais e/ou árvores em ambos os lados das rodovias pode viabilizar a instalação de passagens suspensas, aproveitando a vegetação existente e reduzindo a necessidade de intervenções de restauração. Assim, a manutenção da cobertura natural do dossel torna-se uma alternativa mais econômica e eficiente, especialmente em trechos estratégicos durante a construção ou duplicação de rodovias.

Matrizes de pastagem, agricultura, silvicultura e áreas urbanas — especialmente no extremo sul da área de estudo, onde se localizam as rodovias BA-658 e o trecho final da BR-101 — também influenciaram as rotas simuladas. Essas alterações na paisagem são importantes quando se considera mamíferos arborícolas, pois estes naturalmente evitam áreas não florestais devido sua dependência da presença de árvores para seu deslocamento (CÁCERES et al., 2010; MORAES et al., 2018). O estudo de Tucker (2018), apontou que a movimentação dos organismos tende a ser maior em áreas com menor impacto antrópico, e a presença desse grupo em áreas fragmentadas pode estar associada a redução do tamanho de sua área de vida (LUCAS et al., 2019). Alguns tipos de uso do solo podem favorecer a presença de espécies generalistas e oportunistas, por sua maior capacidade de adaptação a ambientes modificados (RODRIGUES & MARTINEZ, 2014). No entanto, essas espécies tendem a se tornar mais suscetíveis aos atropelamentos, possivelmente devido ao aumento do tráfego nessas áreas (MARTINS et al., 2024). Embora muitos dos locais onde os caminhos foram simulados estejam próximos a ambientes antropizados, os caminhos de menor custo atravessaram as áreas com maior permeabilidade para as espécies alvo. Por isso, os resultados apresentados

neste estudo são importantes para viabilizar a proposição de medidas de mitigação em pontos específicos das rodovias, considerados estratégicos, para que seja possível minimizar os efeitos não só das rodovias, mas da matriz na qual elas estão inseridas.

As rodovias BA-262, BA-001, BA-654, BA-651, BR-101 atravessam Áreas Protegidas, evidenciando a vulnerabilidade dessas áreas frente à implantação de infraestruturas viárias. Essas áreas, uma vez sob influência direta ou indireta de rodovias, se tornam mais suscetíveis a efeitos externos, como efeito de borda, fragmentação e degradação do habitat, afugentamento de espécies, introdução de espécies exóticas, aumento das atividades de caça e isolamento das populações (BAGER et al., 2016). Impactos gerados por projetos rodoviários tendem a ser potencializados quando envolvem Unidades de Conservação (BAGER et al., 2016), podendo resultar no empobrecimento das comunidades de espécies sensíveis à presença de estradas (FORMAN & DEBLINGER, 2000) e no aumento significativo dos índices de atropelamentos da fauna (AMENT et al., 2008; BERNARDINO & DALRYMPLE, 1992; DODD et al., 2004). Embora não exista nenhuma lei específica que disponha sobre rodovias nos limites de unidades de conservação, a minimização dos impactos está condicionada aos Planos de Manejo (SNUC 2000). Medidas como placas de sinalização são as mais encontradas nesses locais, no entanto, dificilmente há medidas que imponham a redução, como lombadas e radares (BAGER et al., 2016). A Reserva Biológica de Una, por exemplo, é de grande importância não apenas por sua extensão, mas também por abrigar populações de primatas ameaçados, como *Sapajus xanthosternos* (SILVA et al., 2016) e *Leontopithecus chrysomelas* (RABOY et al., 2004). A conservação dessas espécies pode depender, a longo prazo, da promoção da conectividade na paisagem, tornando essencial a adoção de medidas de mitigação em rodovias que cruzam ou cercam Áreas Protegidas.

A área de influência do novo complexo portuário da região, ao longo das rodovias BA-262 e da BA-001, no município de Ilhéus, representa um risco significativo à fauna local. A zona de entorno do empreendimento abriga elevada diversidade de espécies da fauna, incluindo espécies ameaçadas de extinção, endêmicas da Mata Atlântica e altamente dependentes de ambientes florestais (EIA Ponta do Tulha Porto Sul, 2009; EIA Aritaguá Porto Sul, 2012; PBA/PMFT,

2014). Entre os mamíferos arborícolas vulneráveis destacam-se *Sapajus xanthosternos*, *Chaetomys subspinosus*, *Leontopithecus chrysomelas*, *Callithrix kuhlii* e *Bradypus torquatus*. Diante dos impactos já causados ou previstos pelo empreendimento, torna-se urgente a adoção de medidas de mitigação eficazes, capazes de reduzir os efeitos negativos sobre a biodiversidade local.

Apesar de limitações, como a subjetividade na definição dos valores de resistência — frequentemente atribuídos por especialistas com diferentes níveis de especialização com a espécie estudada, o que pode gerar variações entre as estimativas —, essa abordagem é muito utilizada em simulações para prever a movimentação da fauna na paisagem (ZELLER et al., 2012). A análise de superfície de custo é uma ferramenta valiosa para orientar o planejamento de conservação em paisagens antrópicas e auxiliar no desenvolvimento de estratégias de manejo da paisagem em escalas espaciais mais amplas (ADRIANSEN et al. 2003; LARUE & NIELSEN 2008), especialmente quando a falta de dados sobre movimentação e atropelamentos nas rodovias limita a elaboração dessas estratégias. Embora existam diferenças ecológicas entre as espécies, a soma dos caminhos indicou locais comuns que podem ser utilizados para implementar medidas de conservação multiespécie, o que corrobora trabalhos que identificaram que a conectividade multiespécie pode auxiliar simultaneamente outras espécies presentes na região (BRODIE et al., 2015; LIU et al., 2018). Portanto, os resultados obtidos reforçam a aplicabilidade da modelagem na indicação de trechos com maior potencial de conectividade funcional.

#### **4.1 Indicação de medidas mitigadoras**

Para mitigar os impactos das rodovias sobre a conectividade da paisagem, este estudo propõe a adoção integrada de diferentes medidas, considerando as características ambientais e a prioridade de cada trecho. A instalação de passagens suspensas é recomendada nos trechos de alta prioridade, em áreas com maior cobertura nativa, incluindo áreas de agroflorestas sombreadas de cacau, que podem contribuir para a conexão da paisagem. Recomenda-se também uma visita técnica para identificar copas interligadas em ambos os lados

da rodovia, que podem funcionar como pontes naturais de dossel. Passagens simples, conectadas diretamente às árvores, podem ser instaladas onde já existe ligação parcial entre as copas, enquanto estruturas mais complexas são indicadas para áreas sem essa conexão. As pontes podem variar desde cordas e redes fixadas em árvores até plataformas ancoradas em colunas de madeira ou concreto (GARCIA et al., 2022; TEIXEIRA et al., 2013). A escolha do modelo deve considerar as formas de locomoção das espécies-alvo — como deslocamento por salto ou suspensão — de modo a garantir o uso por múltiplas espécies (FRANCESCHI et al., 2022), respeitando também os padrões técnicos e de segurança.

Complementando essas estruturas, recomenda-se a instalação de redutores de velocidade em trechos com maior potencial de travessia da fauna, especialmente em áreas com elevada presença de vegetação. A prioridade deve ser para trechos retilíneos, onde os veículos tendem a trafegar em maior velocidade, aumentando o risco de colisões com a fauna. Os redutores devem seguir as normas dos órgãos competentes e podem ser aplicados em trechos de alta, média e baixa prioridade.

As placas de advertência e alerta do condutor devem ser empregadas nos trechos onde não são indicados redutores de velocidade, tais como antes de curvas, ou no início de longos e consecutivos trechos com alta probabilidade de passagem da fauna ou disponibilidade de habitat no entorno. Placas são particularmente importantes em trechos tortuosos ou com vegetação densa nas margens das rodovias, onde a visibilidade reduzida aumenta o risco de colisões (GRILO et al., 2011). Além disso, elas atuam como medida complementar às estruturas de passagem, alertando para a presença de animais que eventualmente não utilizam essas alternativas.

Por fim, destaca-se a importância da restauração ecológica em trechos estratégicos, principalmente naqueles inseridos em matrizes antrópicas, como pastagens, áreas agrícolas e zonas urbanas, e que apresentam baixa ou nenhuma cobertura florestal. A recomposição da vegetação nativa nesses locais é essencial para restabelecer a funcionalidade ecológica da paisagem, favorecer o deslocamento da fauna e garantir o fluxo gênico entre populações isoladas (GRILO et al., 2011). Quando associadas às demais medidas propostas, as

ações de restauração contribuem significativamente para a efetividade das estratégias de mitigação e conservação da biodiversidade frente aos impactos da infraestrutura viária.

## **5. Conclusão**

Esse trabalho se propôs a identificar as áreas com maior potencial de passagem de mamíferos arborícolas nas rodovias do sul da Bahia. Como foi visto, há importantes rotas de intersecção entre as espécies em trechos específicos das rodovias que devem ser considerados como prioritários para a criação de medidas mitigadoras. Essa identificação permite direcionar medidas mais eficazes, como passagens de fauna, restauração florestal e sinalização, levando em conta tanto a de movimentação das espécies, segundo a pesquisa com especialistas, quanto as características da paisagem. A priorização de rodovias de menor porte, menos degradadas e inseridas em áreas ainda florestadas, mostra-se mais urgente, dada sua maior importância para a manutenção da conectividade. A sobreposição dos caminhos entre diferentes espécies reforça o potencial de ações que beneficiem várias espécies simultaneamente, destacando a relevância de estratégias integradas de conservação em paisagens fragmentadas por rodovias. Assim, compreender as características das espécies analisadas por meio da consulta aos especialistas foi fundamental para simular a movimentação da fauna. Este trabalho fornece uma base relevante para subsidiar políticas públicas e o planejamento de infraestruturas mais alinhadas à conservação da biodiversidade no contexto das rodovias, sendo aplicável também em contextos de escassez de dados empíricos sobre a fauna da região estudada.

## Referências

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247. doi:10.1016/s0169-2046(02)00242-6
- Ament, R., Clevenger, A. P., Yu, O., & Hardy, A. (2008). An Assessment of Road Impacts on Wildlife Populations in U.S. National Parks. *Environmental Management*, 42(3), 480–496. doi:10.1007/s00267-008-9112-8
- Atkinson DM, Deadman P, Dudycha D, Traynor S (2005) Multi- criteria evaluation and least cost path analysis for an arctic all- weather road. *Appl Geogr* 25(4):287–307. doi:10.1016/j.apgeog. 2005.08.001
- Bager, A., Lucas, P. S., Bourscheit, A., Kuczach, A., Maia, B. (2016). Os Caminhos da Conservação da Biodiversidade Brasileira frente aos Impactos da Infraestrutura Viária. *Biodiversidade Brasileira*, 6(1), 75–86. doi:<https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v6i1.530>
- BECKMANN, J.P.; CLEVENGER, A.P.; HUIJSER, M.P.; HILTY, J.A., 2010. Safe Passages: highways, wildlife, and habitat connectivity. Island Press, Washington, USA.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., & Verweij, P. A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), 1307–1316. doi:10.1016/j.biocon.2010.02.009
- Bernardino, F. S.; Dalrymple, G. H. Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hay-okee wetlands of Everglades National Park, USA. *Biological Conservation*, v. 62, n. 2, p. 71–75, 1992. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)90928-G](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)90928-G)
- Brodie, J. F., Giordano, A. J., Dickson, B., Hebblewhite, M., Bernard, H., Mohd-Azlan, J., Ambu, L. (2014). Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*, 29(1), 122–132. doi:10.1111/cobi.12337
- Bueno, C., Sousa, C. O. M., Freitas, S. R. (2015). Habitat or matrix: which is more

relevant to predict road-kill of vertebrates? *Brazilian Journal of Biology*, 75(4 suppl 1), 228–238. doi:10.1590/1519-6984.12614

Cáceres, N. C., Hannibal, W., Freitas, D. R., Silva, E. L., Roman, C., & Casella, J. (2010). Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia*, 27(5), 709–717. doi:10.1590/s1984-46702010000500007

Caine, N. G. (1996). Foraging for animal prey by outdoor groups of Geoffroy's marmosets (*Callithrix geoffroyi*). *International Journal of Primatology*, 17(6), 933–945. doi:10.1007/bf02735295

Cassano, Camila Righetto, Kierulff, M. C. M., & Chiarello, A. G. (2011). The cacao agroforests of the Brazilian Atlantic forest as habitat for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. *Mammalian Biology*, 76(3), 243–250. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.06.008>

Dodd, C., Barichivich, W. J., Smith, L. L. (2004). Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118(5), 619–631. doi:10.1016/j.biocon.2003.10.011

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207–231. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207

Forman, R. T. T., Deblinger, R. D. (2000). The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (USA) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1), 36–46, 24. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x

Franceschi, Dasoler, B. T., Menger, T., K, A., Silva, F. A., Cezar, J., Leonardo, G., Braga, R., Teixeira, Z. F. (2022). Monitoring the use of a canopy bridge and underpasses by arboreal mammals on a Brazilian coastal road. *Folia Primatologica*. 93. 1-12. doi:10.1163/14219980-20211202

Garcia, F. Culot, L., Carvalho, R. E., Rocha, J. V. (2022). Functionality of two

canopy bridge designs: successful trials for the endangered black lion tamarin and other arboreal species. *European Journal of Wildlife Research*, 68(2). doi:10.1007/s10344-022-01569-8

Goosem, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93(11), 1587–1595.

Graviola, G. R., Ribeiro, M. C., & Pena, J. C. (2021). Reconciling humans and birds when designing ecological corridors and parks within urban landscapes. *Ambio*, 51(1), 253–268. doi:10.1007/s13280-021-01551-9

Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M., & Bissonette, J. A. (2010). Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 707–716. doi:10.1007/s10344-010-0478-6.

Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O., Pacheco, D. L. K. (2018). BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*. doi:10.1002/ecy.2464.

Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., ... von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2-4), 329–348. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015.

Landau, E. C. (2003). Padrões de ocupação espacial da paisagem na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, Brasil. **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil**.

Landau, E. C., Hirsch, A., Musinsky, J. (2008). Vegetation cover and land use in the Atlantic Coastal Forest of Southern Bahia, Brazil, based on satellite imagery: a comparison among municipalities. *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*, 221–244.

LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868–878. doi:10.1111/1365-2435.12489.

Laurance, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G., Fearnside, P. M., Bergen, S., Venticinque, E. M., & Da Costa, C. (2002). Predictors of deforestation in the

Brazilian Amazon. Journal of Biogeography, 29(5-6), 737–748. doi:10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x.

Laurance, W. F., Clements, G. R., Sloan, S., O'Connell, C. S., Mueller, N. D., Gooseem, M., ... Arrea, I. B. (2014). A global strategy for road building. *Nature*, 514(7521), 262–262. doi:10.1038/nature13876.

LaRue MA, Nielsen CK (2008) Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecol Model* 212:372–381

Leblond, M., Dussault, C., & Ouellet, J.-P. (2012). Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology*, 289(1), 32–40. doi:10.1111/j.1469-7998.2012.00959.x

Leclerc, M., Dussalt, C., St-Laurent, M. H. (2014). Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia*, 176(1), 297–306. doi: 10.1007/s00442-014-3012-9

Lesbarrères, D., & Fahrig, L. (2012). Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? *Trends in Ecology & Evolution*, 27(7), 374–380. doi:10.1016/j.tree.2012.01.015

Liu, C., Newell, G., White, M., & Bennett, A. F. (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLOS ONE*, 13(11), e0206071. doi:10.1371/journal.pone.0206071

Lucas, P., Alves-Eigenheer, M., Francisco, T., Dietz, J., Ruiz-Miranda, R. C. (2019). Spatial Response to Linear Infrastructures by the Endangered Golden Lion Tamarin. *Diversity*. 11(100). 10.3390/d11070100.

Magnus, Z. 2006. Wildlife Roadkill Mitigation Information Kit: A Guide for Local Government and Land Managers. Technical report of Sustainable Living Tasmania, Hobart, Tasmania.

Martin, T. G., Burgman, M. A., Fidler, F., Kuhnert, P. M., Low-Choy, S., McBride, M., Mengersen, K. (2012). Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology*, 26(1), 29–38. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x

Martini, A. M. Z., Fiaschi, P., Amorim, A. M., & Paixão, J. L. Da. (2007). A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 16(11), 3111–3128. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9166-6>

Martins, T., et al. (2024). Combining roadkill hotspots and landscape features to guide mitigation measures on highways. *Journal for Nature Conservation*, 82. doi. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126738>

McBride, M. F., & Burgman, M. A. (2011). What Is Expert Knowledge, How Is Such Knowledge Gathered, and How Do We Use It to Address Questions in Landscape Ecology? *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*, 11–38. doi:10.1007/978-1-4614-1034-8\_2

Moraes, A. M., Ruiz-Miranda, C. R., Galetti Jr., P. M., Niebuhr, B. B., Alexandre, B. R., Muylaert, R. L., Ribeiro, M. C. (2018). Landscape resistance influences effective dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 224, 178–187. doi:10.1016/j.biocon.2018.05.023

Neteler, M., Bowman, M. H., Landa, M., & Metz, M. (2012). GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. *Environmental Modelling & Software*, 31, 124–130. doi:10.1016/j.envsoft.2011.11.014

Oliveira, P. A., Lima, R. B. S., & Chiarello, A. G. (2012). Home range, movements and diurnal roosts of the endangered thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae), in the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 77(2), 97–107. doi:10.1016/j.mambio.2011.09.005

Barnum, S. A. (2003). Identifying the best locations along highways to provide safe crossing opportunities for wildlife. **Security**.

Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B., Ribeiro, M. C. (2017). LandScape Corridors (Is corridos ): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425–1432. doi:10.1111/2041-210x.12750

Rodrigues, N. N., Martinez, R. A. (2014). Wildlife in our backyard: interactions between Wied's marmoset *Callithrix kuhlii* (Primates: Callithrichidae) and residents of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, 20(2), 91–96. doi:10.2981/wlb.13057

Seiler, A. Ecological Effects of Roads. (2002) Ecological Effects of Roads.

Schroth, G., Faria, D., Araujo, M., Bede, L., van Bael, S. A., Cassano, C. R., Oliveira, L. C., & Delabie, J. H. C. (2011). Conservation in tropical landscape mosaics: The case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1635–1654. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0052-x>

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571. doi:10.2307/3544927

Teixeira, F. Z., Printes, R. C., Fagundes, J. C. G., Alonso, A. C., & Kindel, A. (2013). Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotropica*, 13(1), 117–123. doi:10.1590/s1676-06032013000100013

Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x

Tucker, M. A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W. F., Fryxell, J. M., Van Moorter, B., Alberts, S. C., ... Avgar, T. (2018). Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), 466–469. doi:10.1126/science.aam9712

Williams, P. H., Margules, C. R., & Hilbert, D. W. (2002). Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences*, 27(4), 327–338. doi:10.1007/bf02704963

Wilson, R. F., Marsh, H., & Winter, J. (2007). Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideus lemuroides*). *Wildlife Research*, 34(3), 177. doi:10.1071/wr06114

Zeigler, S. L., Fagan, W. F., DeFries, R., & Raboy, B. E. (2010). Identifying

Important Forest Patches for the Long-Term Persistence of the Endangered Golden-Headed Lion Tamarin (*Leontopithecus Chrysomelas*). *Tropical Conservation Science*, 3(1), 63–77. doi:10.1177/194008291000300106.

Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777–797. doi:10.1007/s10980-012-9737-0

## MATERIAL SUPLEMENTAR

### Espécies alvo

***Sapajus xanthosternos* (macaco-prego-do-peito-amarelo):** Primata endêmico da Mata Atlântica (PAGLIA et al., 2012), classificado como "Criticamente em Perigo" (CANALE et al., 2021). São frugívoros-insetívoros, consumindo grande variedade de frutas e artrópodes (FRAGASZY et al., 2004). Ocorre nos estados da Bahia, Sergipe e Minas Gerais (CANALE et al., 2021). Preferem florestas maduras, mas também se movem facilmente entre fragmentos com diferentes níveis de perturbação, florestas em diferentes estágios de regeneração e em agroflorestas de cacau (CHAGAS & FERRARI, 2010; CANALE et al., 2013). Ainda assim, necessitam de grandes áreas florestadas, pois a área de vida dos grupos varia de 712 a 969 hectares (GOUVEIA 2014; CANALE et al. 2013). São comumente encontrados na parte inferior e média do dossel e no sub-bosque (FRAGASZY et al., 2004, JACK, 2007), podendo utilizar o solo para quebrar nozes (CANALE et al., 2009).

***Leontopithecus chrysomelas* (mico-leão-da-cara-dourada):** Primata ameaçado de extinção na categoria "Em Perigo" pela IUCN. Ocorre exclusivamente na Mata Atlântica do sul da Bahia (OLIVEIRA et al., 2021). Sua área geográfica diminuiu severamente devido ao desmatamento na região. Hoje, sua população é restrita em paisagens compostas por fragmentos de Mata Atlântica e sistemas agroflorestais de cacau (RABOY et al., 2010; RABOY; CANALE; DIETZ, 2008). A espécie apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente, sendo capaz de viver e se reproduzir em áreas de agroflorestas de cacau (OLIVEIRA et al., 2011).

***Chaetomys subspinosis* (ouriço-preto):** Roedor endêmico da Mata Atlântica, classificado como "vulnerável" (CATZEFLIS et al., 2017). Ocorre no extremo sul do Espírito Santo, nordeste de Minas Gerais, sudeste de Sergipe e Bahia (GINE & FARIA, 2018; OLIVEIRA et al., 2011). São folívoros e de hábitos noturnos, com área de vida média de 2.2 hectares (GINÉ et al., 2010, 2012, 2015). Torna-se rara em áreas com baixa cobertura florestal (GINÉ & FARIA, 2018), e a redução dos fragmentos florestais pode diminuir a diversidade de sua dieta (GINÉ et al., 2020). A espécie evita adentrar nas plantações sombreadas de cacau, mesmo

habitando florestas em diferentes estágios de regeneração (GINÉ et al., 2015). Os atropelamentos representam uma ameaça significativa para a espécie, especialmente em trechos onde as rodovias são separadas por barreiras de concreto, o que dificulta ainda mais o deslocamento. Nesses casos, a implementação de passagens suspensas torna-se essencial para mitigar os impactos causados (SRBEK-ARAUJO et al., 2018)

***Callithrix kuhlii* (Sagui-de-Wied):** Primata endêmico da Mata Atlântica, classificado como "vulnerável" (NEVES et al., 2021). Sua distribuição é restrita ao sul da Bahia e extremo nordeste de Minas Gerais, entre os rios Jequitinhonha e de Contas (NEVES, 2008). A espécie habita florestas ombrófilas densa e submontana, restingas, florestas maduras, secundárias, seringais abandonados e agroflorestas sombreadas de cacau (RABOY et al., 2010, 2004; RYLANDS & KIERULLF 2008). Além disso, é frequentemente observada em áreas urbanas e atravessando rodovias (RODRIGUES; MARTINEZ, 2014). Sua área de vida pode se estender até 40 hectares (NEVES et al., 2021).

***Bradypus torquatus* (Preguiça-de-coleira):** Espécie endêmica da Mata Atlântica, classificada como “vulnerável” (CHIARELLO et al., 2022). Sua distribuição abrange os estados da Bahia, extremo sul de Sergipe, Espírito Santo e Rio de Janeiro (MOREIRA et al., 2014; SANTOS et al., 2019). A região com maior cobertura florestal e maior adequabilidade climática para a espécie encontra-se no sul e baixo sul da Bahia (MOREIRA et al., 2014). Trata-se de uma espécie altamente especializada em habitats florestais, especialmente em florestas úmidas e áreas com elevada precipitação e ausência de estação seca (HIRSCH & CHIARELLO, 2012), o que a torna particularmente sensível à perda de cobertura vegetal, sendo rara em paisagens com menos de 30% de cobertura florestal (SANTOS et al., 2019). Embora possa ser encontrada em florestas secundárias, incluindo sistemas agroflorestais do tipo cabruca (CASSANO et al., 2011), sua ocorrência é mais frequente em cabrucas localizadas próximas a grandes remanescentes florestais (FALCONI et al., 2015). É uma das espécies mais letárgicas da Mata Atlântica, com pouca mobilidade e baixa capacidade de dispersão por matrizes desflorestadas. Quando se desloca pelo solo, torna-se vulnerável aos atropelamentos, ataques de cães domésticos e apanha por seres humanos (IUCN, 2022).

***Tamandua tetradactyla* (tamanduá-de-coleira):** Espécie comum em diversos tipos de habitats, como florestas tropicais úmidas, florestas de galeria (EISENBERG, 1989), manguezais (MIRANDA, 2013) e florestas de transição (MARES et al., 1996). Trata-se de uma espécie solitária, cuja dieta é composta principalmente por formigas e cupins, embora também consuma mel ao invadir ninhos de abelhas (EMMONS & FEER, 1990). No Brasil, a média do tamanho da área de vida estimada para sete indivíduos foi de aproximadamente 100 hectares (RODRIGUES et al., 2008).

***Marmosa murina* (cuíca):** Marsupial arborícola, insetívoro e noturno, classificado como pouco preocupante, devido a sua ampla distribuição, grande população e por ser tolerante a modificações no habitat. Esta espécie está associada a habitats úmidos e florestas tropicais, utilizando predominantemente o solo e o sub-bosque denso, embora também possa ser encontrada ocasionalmente no sub-dossel e no dossel (VIEIRA & CAMARGO, 2012). É comum em áreas pantanosas e ambientes antropizados, demonstrando certa tolerância a paisagens modificadas, como plantações, campos abertos e assentamentos humanos. Frequentemente, indivíduos são observados no solo, próximos a habitações humanas, onde podem ficar vulneráveis a ameaças."

***Marmosops incanus* (cuíca-cinza):** marsupial semi-arborícola com ampla distribuição geográfica, ocorrendo tanto em áreas de vegetação bem preservada quanto em ambientes alterados da Mata Atlântica (BONVICINO et al., 2002). De hábitos noturnos, utiliza principalmente o solo e o sub-bosque inferior, embora também possa ser registrado no sub-dossel e, ocasionalmente, no dossel (VIEIRA & CAMARGO, 2012). A espécie é comumente encontrada em florestas costeiras úmidas e em florestas semidecíduas do Cerrado e da Caatinga no Planalto Brasileiro, podendo ocorrer em altitudes de até 1.300 metros acima do nível do mar (EMMONS & FEER, 1997; EISENBERG & REDFORD, 1999)."

***Didelphis aurita* (gambá-de-orelha-preta):** marsupial arborícola com ampla distribuição no Brasil, ocorrendo tanto em áreas de vegetação preservada quanto em ambientes antropizados (BONVICINO et al., 2002). A espécie apresenta elevada plasticidade ecológica, sendo capaz de habitar paisagens modificadas pelo homem, incluindo zonas rurais e urbanas (GRELLE, 2003; RIBEIRO & VIEIRA, 2012). É considerada um generalista de habitat (EMMONS

& FEER, 1997) e possui capacidade de deslocamento por longas distâncias (GENTILE & CERQUEIRA, 1995).

***Rhipidomys mastacalis* (rato-da-árvore):** pequeno roedor arborícola típico de florestas tropicais (EISENBERG & REDFORD, 1999), encontrado em áreas florestadas, incluindo tanto florestas primárias quanto secundárias (GEISE et al., 2004). A espécie é também comum e abundante em sistemas agroflorestais, especialmente em plantações sombreadas de cacau, como as cabruca (PARDINI, 2004; CASSANO et a., 2021). É considerada um generalista de habitat, e sua abundância tende a ser maior em ambientes antropizados, como cabruca, florestas secundárias e bordas florestais, quando comparada às florestas maduras (PARDINI, 2004).

## Referências

- Ament, R., Clevenger, A. P., Hardy, A., & Yu, O. (2008). An Assessment of Road Impacts on Wildlife Populations in U.S. National Parks. *Environmental Management*, 42(3), 480–496. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9112-8>
- Canale, G. R., Chivers, D. J., & Kierulff, M. C. M. (2013). A Critically Endangered Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*) Living in a Highly Fragmented Hotspot. In *Primates in Fragments* (pp. 299–311). Springer New York.
- Falconi, N., Baumgarten, J., Faria, D., & Vieira, E. M. (2015). The Home Range and Multiscale Habitat Selection of the Threatened Maned Three-Toed Sloth (*Bradypus torquatus*). *Mammalian Biology*, 80(5), 431–439. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.009>
- Fragaszy, D. M., Fedigan, L., & Visalberghi, E. (2004). *The Complete Capuchin: The Biology of the Genus Cebus*. Cambridge University Press.
- Giné, G. A. F., Barros, E. H., Duarte, J. M. B., & Faria, D. (2015). Home Range and Multiscale Habitat Selection of Threatened Thin Spined Porcupine in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 96(5), 1097–1105.
- Giné, G. A. F., Duarte, J. M. B., Motta, T. C. S., & Faria, D. (2010). Feeding Ecology of a Selective Folivore, the Thin Spined Porcupine (*Chaetomys subspinosus*) in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 91, 931–941.
- Giné, G. A. F., Duarte, J. M. B., Motta, T. C. S., & Faria, D. (2012). Activity, Movement and Secretive Behavior of a Threatened Arboreal Folivore, the Thin Spined Porcupine, in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. *Journal of Zoology*, 286, 131–139.
- Moreira Do, L., Coutinho, B. R., Leite, G. R., Mendes, S. L., Siqueira, M. F. De, & Zanon, M. S. (2014). The Distributional Ecology of the Maned Sloth: Environmental Influences on Its Distribution and Gaps in Knowledge. *PLoS ONE*, 9, e110929. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110929>
- Raboy, B. E., Canale, G. R., & Dietz, J. M. (2008). Ecology of *Callithrix kuhlii* and a Review of Eastern Brazilian Marmosets. *International Journal of Primatology*, 29(2), 449–467.

Raboy, B. E., Dietz, J. M., Ferrari, S. F., Kierulff, M. C. M., Pinto, L. P. S., & Pimenta, F. E. (2010). Strength of Habitat and Landscape Metrics in Predicting Golden-Headed Lion Tamarin Presence or Absence in Forest Patches in Southern Bahia, Brazil. *Biotropica*, 42(3), 388–397.

Rodrigues, N. N., & Martinez, R. A. (2014). Wildlife in Our Backyard: Interactions Between Wied's Marmoset *Callithrix kuhlii* (Primates: Callithrichidae) and Residents of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Wildlife Biology*, 20(2), 91–96.

Srbek-Araujo, A. C., Alvarenga, A. De C., & Bertoldi, A. T. (2018). Do We Underestimate the Impact of Roads on Arboreal Animals? Roadkill as an Important Threat to *Chaetomys subspinosus* (Mammalia: Rodentia). *Biota Neotropica*.