

Universidade Federal de Minas Gerais
Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre

**ANÁLISE DE SENSIBILIDADE À BORDA EM DOIS GRUPOS TAXONÔMICOS:
BORBOLETAS FRUGÍVORAS E MAMÍFEROS.**

Aline Alves Lopes

Orientador: Prof. Dr. Danilo Bandini Ribeiro

Coorientador: MSc. Fabrício Thomaz de Oliveira Ker

Belo Horizonte

2020

ALINE ALVES LOPES

**ANÁLISE DE SENSIBILIDADE À BORDA EM DOIS GRUPOS TAXONÔMICOS:
BORBOLETAS FRUGÍVORAS E MAMÍFEROS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia, Conservação e
Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências
Biológicas, Universidade Federal de Minas
Gerais, como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientador: Prof. Dr. Danilo Bandini Ribeiro
Co-orientador: MSc. Fabrício Thomaz de
Oliveira Ker

Belo Horizonte

2020

043 Lopes, Aline Alves.
Análise de sensibilidade à borda em dois grupos taxonômicos: borboletas frugívoras e mamíferos [manuscrito] / Aline Alves Lopes. – 2020.
62 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Danilo Bandini Ribeiro. Coorientador: MSc. Fabrício Thomaz de Oliveira Ker.

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

1. Ecologia. 2. Fragmentação. 3. Efeito de borda. 4. Matriz. 5. Espécies em Perigo de Extinção. I. Ribeiro, Danilo Bandini. II. Ker, Fabrício Thomaz de Oliveira. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7

***DECLARAÇÃO**

DECLARAMOS, para os devidos fins, que a aluna deste Programa, Aline Alves Lopes, cumpriu todos os créditos e atividades acadêmicas obrigatórias e obteve o título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, em virtude de aprovação em defesa de Dissertação, a saber:

Banca Examinadora:

Doutor(a) Danilo Bandini Ribeiro - Presidente da banca

Doutor(a) Frederico de Siqueira Neves - Membro Titular

Doutor(a) Ubirajara de Oliveira - Membro Titular

Título: **“Análise de sensibilidade a borda em dois grupos taxonômicos: borboletas frugívoras e mamíferos”.**

Autor(a): Aline Alves Lopes

Orientador(a): Doutor(a) Danilo Bandini Ribeiro

Data: 17 de fevereiro de 2020, às 14:00 horas, na sala 236, bloco I3, ICB/UFMG.

Belo Horizonte, 17 de fevereiro de 2020.

*Declaração válida por até 30 dias após à defesa

Adriano Ferreira Taglia
Orientador PPG-ECMV
ICB / UFMG



AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos que, de alguma forma, contribuíram durante o processo de elaboração deste trabalho.

Agradeço ao prof. Danilo Ribeiro, pela paciência e disponibilidade durante a orientação, que mesmo bem distante sempre se mostrou presente e prestou todo o suporte necessário.

Agradeço a toda minha família, que sempre me apoiou nas minhas escolhas e esteve ao meu lado, especialmente minha irmã Leleu (que está comigo literalmente desde sempre), Jébis e Debs pela companhia e apoio em BH, e Tia Lena, por ser meu eterno exemplo de esforço e superação.

Ao Giovanni, por ter me ajudado com todos esses softwares e scripts.

Aos meus colegas da pós, que tornaram o mestrado muito mais agradável. Ana Luiza, Laix, Karen e Vanessa, obrigada pela amizade e companheirismo.

Ao Ricardo Guimarães, com quem aprendi a usar as ferramentas de SIG e me socorreu com algumas dúvidas na elaboração dos mapas.

À Mariana Brito e Gabriela Paise, que gentilmente cederam dados usados neste trabalho.

Aos professores da UFMG, que muito contribuíram para a minha formação ao longo das disciplinas ministradas.

Aos colegas do Ecopan, que fizeram parte de um dos maiores aprendizados da minha formação, em especial Carlinha e Nati, que me acolheram em Campo Grande.

Aos amigos de longa data, Tales e Andressa, com quem eu sempre posso contar quando a barra pesa um pouco mais.

À Capes, pela bolsa de mestrado concedida.

RESUMO

As ações antrópicas têm causado profundos impactos nos biomas terrestres, e aumentado as taxas de extinção a níveis acima do natural. Mudanças no uso da terra em decorrência das atividades agropecuárias, ameaçam principalmente os biomas tropicais, que sofrem mais intensamente com o desmatamento. Essas ações levam ao processo de fragmentação, que transforma a paisagem florestal em ilhas de habitat nativo cercado por uma matriz heterogênea de uso antrópico. Uma das consequências desse processo é o efeito de borda, que torna o ambiente do entorno da floresta diferente do interior, e pode prejudicar espécies que não se adaptem às mudanças na floresta e a composição da matriz. O objetivo deste estudo foi avaliar a sensibilidade de borboletas frugívoras e de pequenos mamíferos ao processo de fragmentação e efeito de borda em fragmentos de Mata Atlântica, a proporção de indivíduos perdidos nessas populações em decorrência das mudanças na paisagem e qual tipo de matriz é mais adequada para a permanência de cada espécie, além do uso de borboletas frugívoras como bioindicadores. Para isso, usei dados de coleta dos grupos estudados em fragmentos de Mata Atlântica em São Luiz do Paraitinga e Alfenas, para as borboletas frugívoras, e São Luiz do Paraitinga para pequenos mamíferos, disponibilizados por outros pesquisadores. Para avaliar a resposta das espécies, usei o software Edge Response, mapa classificado com a cobertura vegetativa e planilhas contendo os pontos de coleta e abundância das espécies em cada ponto. O Edge response é um software que gera um mapa de influência da borda, e computa para cada espécie. Os resultados obtidos no primeiro capítulo indicaram uma preferência das espécies pela borda florestal e da matriz. O processo de fragmentação favoreceu espécies tolerantes à matriz e à heterogeneidade da paisagem, e espécies florestais foram mais afetadas pelas mudanças no habitat nativo. Os resultados indicam ainda que borboletas frugívoras podem ser úteis em estudos de fragmentação da paisagem. No segundo capítulo, resultados apontam que algumas espécies de pequenos mamíferos são mais sensíveis à fragmentação, e sofreram importantes perdas na população. Outras espécies, mais adaptadas a essas mudanças, podem ser favorecidas pela perda florestal. A composição da matriz pode ser decisiva para a permanência das populações nos fragmentos florestais.

Palavras-chave: Fragmentação, Mata-atlântica, matriz antrópica

ABSTRACT

Human actions have had a profound impact on terrestrial biomes and increased extinction rates to levels above the natural. Changes in land use as a result of agricultural activities mainly threaten tropical biomes, which suffer most intensely from deforestation. These actions lead to the fragmentation process, which transforms the forest landscape into islands of native habitat surrounded by a heterogeneous matrix for anthropic use. One of the consequences of this process is the edge effect, which makes the environment around the forest different from the interior, and can harm species that do not adapt to changes in the forest and the composition of the matrix. The objective of this study was to evaluate the sensitivity of frugivorous butterflies and small mammals to the fragmentation process and edge effect in fragments of the Atlantic Forest, the proportion of individuals lost in these populations due to changes in the landscape and which type of matrix is more suitable for the permanence of each species, in addition to the use of frugivorous butterflies as bioindicators. For this, data from the collection of groups studied in fragments of the Atlantic Forest in São Luiz do Paraitinga and Alfenas, for frugivorous butterflies, and São Luiz do Paraitinga for small mammals, made available by other researchers was used. To evaluate the species response, was used the Edge Response software, a map classified with vegetation cover and spreadsheets containing the collection points and abundance of species at each point. Edge response is software that analyzes a continuous map of land cover (in this case, the classified image), generates an edge influence map, and computes for each species: the type of response to the edge, the sensitivity to the edge and the impact of fragmentation. The results obtained in the first chapter indicated a preference of the species for the forest edge and matrix. The fragmentation process favored species tolerant to the matrix and the heterogeneity of the landscape, forest species were more affected by changes in their native habitat. The results also indicate that frugivorous butterflies can be useful in studies of landscape fragmentation. In the second chapter, results show that some species of small mammals are more sensitive to fragmentation and have suffered significant losses in the population. Other species, more adapted to these changes, may be favored by forest loss. The composition of the matrix may be decisive for the permanence of the populations in the forest fragments.

Keywords: Fragmentation, Atlantic Forest, anthropic matrix

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1: Localização do município de São Luiz do Paraitinga.

Figura 2: Localização do município de Alfenas.

Figura 3: Variações da Influência da borda (EI) com configuração de PC e contraste.

Figura 4: Representação do gráfico de PC – EI, cujos valores representam diferentes configurações da paisagem.

Figura 5: Cálculo do tipo de resposta de borda simulados no gráfico de PC e EI.

Figura 6: Mapa classificado de São Luiz do Paraitinga.

Figura 7: Mapa da influência da borda da área de estudo em São Luiz do Paraitinga.

Figura 8: Parte do espectro de cobertura do solo preferido pelas espécies.

Figura 9: Parte do espectro de influência da borda preferida pelas espécies.

Figura 10: Sensibilidade à borda.

Figura 11: Impacto da fragmentação.

Figura 12: Mapa classificado da área de estudo em Alfenas.

Figura 13: Mapa da influência da profundidade da borda (DEI) para a área de estudo em Alfenas.

Figura 14: Categoria de habitat das espécies.

Figura 15: Parte do espectro de cobertura do solo preferido pelas espécies.

Figura 16: Parte do espectro de influência da borda preferida pelas espécies.

Figura 17: Análise de sensibilidade à borda.

Figura 18: Impacto da Fragmentação.

CAPÍTULO 2

Figura 1: Localização do município de São Luiz do Paraitinga.

Figura 2: Classificação da área de estudo de São Luiz do Paraitinga.

Figura 3: Mapa da influência da borda.

Figura 4: Parte do espectro de cobertura do solo preferido pelas espécies.

Figura 5: Parte do espectro de influência da borda preferido pelas espécies.

Figura 6: Impacto da fragmentação.

Figura 7: Sensibilidade das espécies à influência de borda.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Dados de categoria, habitat, preferência pelo espectro de influência da borda, Impacto da fragmentação e sensibilidade à influência de borda para cada espécie analisada em São Luiz do Paraitinga.

Tabela 2. Dados de categoria, habitat, preferência pelo espectro de influência da borda, Impacto da fragmentação e sensibilidade à influência de borda para cada espécie amostrada em Alfenas.

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Dados de categoria, habitat, preferência pelo espectro de influência da borda, Impacto da fragmentação e sensibilidade à influência de borda para cada espécie amostrada.

LISTA DE ABREVIATURAS

DEI - Influência da Profundidade da Borda

Ds - Denso

EI - Influência da borda

FI - Impacto da Fragmentação

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

LC - Cobertura média local

PC - Point Cover

SD - Desvio padrão local do PC

vDs - Muito denso

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	15
CAPÍTULO 1	20
INTRODUÇÃO	20
METODOLOGIA	23
Área de estudo.....	23
Amostragem.....	25
Análise dos dados.....	26
RESULTADOS.....	30
DISCUSSÃO	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47
CAPÍTULO 2	52
INTRODUÇÃO	52
METODOLOGIA	54
Área de estudo.....	54
Amostragem.....	55
Análise dos dados.....	56
RESULTADOS.....	56
DISCUSSÃO	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
CONSIDERAÇÕES FINAIS	68

INTRODUÇÃO GERAL

A crescente ação antropogênica sobre os ecossistemas naturais tem aumentado as ameaças nos remanescentes florestais, o que faz da conservação da biodiversidade um dos maiores desafios atuais. (Viana e Pinheiro 1998; Barlow et al 2016). Apesar das lacunas no conhecimento que ainda carecem serem preenchidas, algumas mudanças nos sistemas ecológicos terrestres causados por essas ações são bem definidas (Peres et al 2006), como por exemplo, a perda da biodiversidade. As taxas atuais de extinção excedem extensamente as taxas médias naturais, e estão aumentando - as perdas da biodiversidade recentes são sem precedentes na história da humanidade e altamente incomuns na história da Terra (Ceballos et al, 2015). Esse ritmo de destruição de espécies pode levar à sexta grande extinção, e seremos privados dos muitos benefícios que a biodiversidade oferece (Barnosky et al 2011, Ceballos et al, 2015).

Nem todos os impactos causados por essas ações são facilmente detectáveis em nível de paisagem, apesar de ocorrem concomitantemente com distúrbios estruturais (Peres et al 2006). No entanto, também são responsáveis por causar danos no ambiente e levarem à perda de espécies. A introdução de espécies exóticas, por exemplo, pode resultar em sobreposição de nicho e competição por recursos com populações de espécies nativas (Rocha 2019). A consequência disso é a diminuição e até uma extinção local de espécies nativas (Pivello 2011). Estas perturbações atuam em conjunto com outras ameaças como a caça, que pode causar impactos negativos para o tamanho, estrutura e diversidade de comunidades de vertebrados (Kulaif, 2007).

Além dessas perturbações, as atividades humanas têm causado notáveis mudanças no uso da terra, sobretudo a substituição de paisagens florestais por plantações agrícolas e pastagem (Barbier, 2004). Nesse contexto, a vegetação nativa tem sido condicionada a ilhas, cercada por uma paisagem dominante de matriz agrícola, áreas de urbanização, hidrelétricas e mineração (Viana, 1992).

Apesar de sua relevância, as ameaças e perturbações são mais intensas nos trópicos, onde as taxas de desmatamento são ainda mais elevadas (Peres et al, 2006, Duveiller, 2018). O desmatamento tropical traz consequências negativas, como perda de biodiversidade, inundações, assoreamento e degradação do solo e mudanças climáticas (Kaimowitz & Angelsen, 1998) sendo a fauna tropical, geralmente mais sensível ao desmatamento e fragmentação do que a que ocorre nas regiões

temperadas. As mudanças climáticas são causadas pela diminuição das taxas evapotranspirativas e aumento da emissão de calor sensível em áreas que perderam vegetação. Isso porque ocorre uma redução da absorção de radiação solar na superfície desmatada, elevando os valores do albedo (Sud et al 1996). Além disso, com a remoção de florestas ocorre a liberação do carbono armazenado abaixo do solo, nas folhas, galhos, caules e raízes (Bacini et al 2012, Bebber e Butt, 2017). A substituição da paisagem florestal por agropecuária diminui a remoção de CO₂ da atmosfera e o sequestro em biomassa vegetal e carbono do solo (Ramankutty et al, 2007; Solomon et al 2005, Mekuria et al 2009). Duveiller e colaboradores (2018) mostraram que as perturbações no balanço de energia superficial gerado pela mudança da vegetação de 2000 a 2015 levaram a um aumento médio de $0,23 \pm 0,03^{\circ}\text{C}$ na temperatura da superfície local, onde ocorreram as mudanças na vegetação natural para cultivo agropecuário.

A consequência mais marcante das mudanças no uso do solo ocasionadas pelo desmatamento, no entanto, é a fragmentação das florestas (Haddad et al, 2015). Fragmentação é uma interrupção da continuidade, a divisão de um habitat, ecossistema ou categoria de uso da terra em parcelas menores (Lord and Norton, 1990; Forman, 1997), geralmente por atividades humanas, como cidades, estradas e a expansão de terras agrícolas (Primack & Rodrigues, Fahrig, 1998). O resultado é a divisão da paisagem em um sistema binário de fragmentos (florestais, por exemplo) e matriz (não florestal). A transformação do uso do solo resulta em uma paisagem heterogênea, com fragmentos cercados de matrizes em estados distintos de algum processo de perturbação (Franklin et al, 2002). A perda de floresta na Mata Atlântica, por exemplo, resultou em uma predominância de paisagem cultivada, e os remanescentes de floresta que ainda restam formam pequenos fragmentos isolados, que sofrem intensa perturbação e são pouco conhecidos e protegidos (Viana, 1995).

O gerenciamento das paisagens fragmentadas depende do entendimento de como essa fragmentação afeta a conectividade entre os habitats (Thomson et al, 2016), pois é ela que determina a capacidade de as espécies se moverem e dispersarem entre os fragmentos (Hanski, 2011). Nesse aspecto, a Teoria de Biogeografia de ilhas, MacArthur e Wilson, 1967, e a teoria de metacomunidades ofereceram uma estrutura teórica sobre os efeitos da fragmentação. A teoria de biogeografia de ilhas prediz que o número de espécies em uma ilha é determinado pelo equilíbrio entre as taxas de colonização e extinção. Esses fatores dependem da distância, ou seja, do grau de isolamento da ilha, e da extensão. Quanto menor e mais

isolado o habitat, maior será a taxa de extinção e menor será a colonização, portanto, esse habitat irá apoiar um número menor de espécies. Esse estudo contribuiu para o entendimento dos impactos da fragmentação, pois relacionou a configuração espacial dos habitats com a composição, estrutura e sobrevivência de populações e comunidades. Considerar "ilhas" como fragmentos de florestas cercadas por um mar de paisagem modificada e antropizada, permite aplicar a teoria para determinar qual o tamanho e proximidade os habitats florestais precisariam ter para preservar suas espécies (Pimm, 1998). Um exemplo do funcionamento da teoria de ilhas pode ser observado na floresta amazônica em Manaus, em que a fragmentação levou à diminuição da diversidade de palmeiras, abelhas euglossinas, borboletas de habitat sombreado, besouros, cupins, pássaros e primatas. Em fragmentos menores e isolados, ocorreram extinções locais (Lovejoy et al, 1986).

A teoria de metacomunidade também contribui para o entendimento da composição e distribuição das espécies em paisagens fragmentadas, pois seus modelos explicam como a variação da intensidade da dispersão medeiam a coexistência de espécies (Gonzales, 2009). Quando ausente, ocorre diminuição na diversidade local e variação na produtividade do habitat, que depende da sua qualidade. O aumento da dispersão possibilita que as espécies permaneçam produtivas e persistam em áreas onde o ambiente é desfavorável, o que aumenta a sua produtividade (Thomson et al 2016). A fragmentação afeta a dinâmica dessas metacomunidades, alterando o movimento entre os habitats nativos que eram conectados.

Além da perda de habitat, a fragmentação pode causar um declínio populacional por limitar a dispersão e a colonização de uma espécie. Uma matriz aberta no entorno de um fragmento de floresta pode representar um ambiente hostil para as espécies que habitam o interior de fragmento florestal, impossibilitando que essas populações recolonizem outros fragmentos que perderam a população original (Primack & Rodrigues, 2001). A fragmentação pode dificultar o forrageio de animais que buscam recursos além da sua extensão habitacional, por dificultar a migração de indivíduos ou da população para este fim. O processo de fragmentação, por vezes, divide uma população que outrora era numerosa em subpopulações menores, o que pode levar ao declínio populacional e extinção, visto que populações com menos indivíduos estão mais susceptíveis a problemas relacionados à populações pouco numerosas, como a depressão endogâmica e deriva genética (Primack & Rodrigues, 2001). A perda de diversidade genética, por sua vez, reduz a aptidão e a fecundidade

dos indivíduos, além de fixar mutações deletérias (Charlesworth & Charlesworth, 1987), levando essa população a um ciclo negativo de redução contínua do tamanho populacional e da diversidade genética, em um loop conhecido como "vórtice de extinção", que tem como provável consequência a perda desta população (Draper et al, 2017).

Outro componente essencial para o entendimento de como as modificações na estrutura da paisagem influenciam a qualidade do habitat é o efeito de borda (Ries et al, 2004), que ocorre quando dois ecossistemas adjacentes em interação são separados por uma transição abrupta (borda), que pode ter uma extensão de até 500m para o interior do fragmento (Laurence, 1991). Quanto menor e mais irregular o fragmento, maior será o domínio da borda, (Ries et al, 2004; Malcon, 1994) que causa modificações nas condições bióticas e abióticas do habitat. O microambiente do entorno do fragmento se torna bem diferente daquele do interior da floresta, pois a borda recebe uma maior incidência de luz, radiação solar, umidade do solo, temperatura, umidade e vento (Kapos 1989; Murphy et al, 2016). Além disso, a composição da matriz é um importante aspecto no estudo sobre o efeito de borda, pois esta pode interagir com os traços específicos da espécie e modificar as suas respostas à fragmentação do habitat. As matrizes podem funcionar como corredores ecológicos ou barreiras, aumentando ou limitando, respectivamente, a dispersão dos indivíduos. (Bender e Fahring, 2005; Prevedello e Vieira, 2009; Rosin et al, 2012). Matrizes estruturalmente mais semelhantes ao fragmento apresentam maior qualidade para os organismos do ponto de vista da conectividade funcional (Prevedello e Vieira, 2010). Sendo assim, a qualidade da matriz pode ser essencial para potenciais colonizações e redução da taxa de extinção nos fragmentos (Ricketts, 2001; Berry et al, 2005).

A combinação de diversos fatores da paisagem pode, portanto, determinar qual será o padrão de comportamento e permanência das espécies após a fragmentação. Os eventos de extinção provavelmente ocorrem mais intensamente quando a cobertura vegetal nativa é muito reduzida e degradada, quando há pouca conectividade entre os fragmentos e quando ocorre o uso intensivo das terras nas áreas modificadas, especialmente se espécies ou grupos funcionais inteiros forem perdidos (Fisher & Lindenmayer, 2007)

Compreender como as espécies respondem às alterações no habitat e identificar possíveis padrões de sensibilidade à fragmentação pode fornecer ferramentas importantes para o planejamento e gerenciamento da conservação

(Vetter et al, 2011). Segundo Ribeiro e colaboradores (2012) é necessário entender melhor como diferentes matrizes atuam na distribuição de organismos, o que inclui principalmente realizar estudos e compreender sobre as atividades realizadas ao redor de um fragmento antes de realizar medidas de reestruturação. Um aspecto importante da conservação é a restauração e preservação das florestas tropicais, que apresentam elevadas taxas de endemismo e riqueza biológica (Pinto et al, 2006), representando um importante pilar para estratégias de conservação da biodiversidade. (Barlow et al, 2016).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BACCINI, A. et al. Estimated Carbon Dioxide Emissions from Tropical Deforestation Improved by Carbon-density Maps. **Nature Clim. Change**, v. 2, p. 182–185, doi:10.1038/nclimate1354, 29 jan. 2012.

BARBIER, E. B. Explaining Agricultural Land Expansion and Deforestation in Developing Countries. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 86, n. 5, p. 1347–1353, 1 dez. 2004.

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. advance online publication, 29 jun. 2016.

BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51–57, mar. 2011.

BEBBER, D. P.; BUTT, N. Tropical protected areas reduced deforestation carbon emissions by one third from 2000–2012. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 25 out. 2017.

BENDER, D.; CONTRERAS, T.; FAHRIG, L. Habitat Loss and Population Decline: A Meta-Analysis of the Patch Size Effect. **Ecology**, v. 79, p. 517–533, 1 mar. 1998.

BENDER, D.; FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and Isolation. **Ecology**, v. 86, p. 1023–1033, 1 abr. 2005.

BERRY, O. et al. Effect of Vegetation Matrix on Animal Dispersal: Genetic Evidence from a Study of Endangered Skinks. **Conservation Biology - CONSERV BIOL**, v. 19, 1 jun. 2005.

CEBALLOS, G. et al. Accelerated Modern Human-Induced Species Losses: Entering the Sixth Mass Extinction. **Science Advances**, v. 1, p. e1400253, 19 jun. 2015.

CHARLESWORTH, D.; CHARLESWORTH, B. Inbreeding Depression And Its Evolutionary Consequences. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 237–268, 1 nov. 1987.

DRAPER, J. et al. Genetic health and population monitoring of two small black bear (*Ursus americanus*) populations in Alabama, with a regional perspective of genetic diversity and exchange. **PLOS ONE**, v. 12, p. e0186701, 8 nov. 2017.

DUVEILLER, G. et al. Biophysics and vegetation cover change: A process-based evaluation framework for confronting land surface models with satellite observations. 13 jul. 2018.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265–280, 2007.

FORMAN, R. T.; FORMAN, R. T. T.; FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. [s.l.] Cambridge University Press, 1995.

FRANKLIN, A.; NOON, B.; GEORGE, T. What is habitat fragmentation? **Studies in Avian Biology**, v. 25, p. 20–29, 1 dez. 2002.

GONZALEZ, A. Metacommunities: Spatial Community Ecology. In: [s.l.: s.n.].

HADDAD, N. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. e1500052, 20 mar. 2015.

KAIMOWITZ, A.; ANGELSEN, D. ; A. **Economic models of tropical deforestation: a review**. Disponível em: <<https://www.cifor.org/library/341/>>. Acesso em: 12 dez. 2020.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 173–185, 1 maio 1989.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, n. 1, p. 77–92, 1 jan. 1991.

LORD, J.; NORTON, D. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. **Conservation Biology**, v. 4, p. 197–202, 1 jun. 1990.

LOVEJOY, T. E. et al. **Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments**. [s.l: s.n.].

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. [s.l.] Princeton University Press, 2001.

MALCOLM, J. R. Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments. **Ecology**, v. 75, n. 8, p. 2438–2445, 1994.

MEKURIA, W. M.; VELDKAMP, E. P.; HAILE, M. **Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development Carbon stock changes with relation to land use conversion in the lowlands of Tigray, Ethiopia**. 2009

MURPHY, S. et al. Complex community and evolutionary responses to habitat fragmentation and habitat edges: What can we learn from insect science? **Current Opinion in Insect Science**, v. 14, 27 jan. 2016.

PARDINI, R.; NICHOLS, L.; PÜTTKER, T. Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation. In: **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**. [s.l: s.n.]. p. 229–239.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 5, p. 227–229, 1 maio 2006.

PIMM, S. Ecology: The forest fragment classic. **Nature**, v. 393, 7 maio 1998.

PINTO, L. et al. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: [s.l: s.n.]. p. 91–118.

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. 2006.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 1 maio 2010.

PREVEDELLO, J.; VIEIRA, M. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 1205–1223, 1 maio 2009.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. [s.l.] E. Rodrigues, 2001.

RAMANKUTTY, N. et al. Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 51–66, 2007.

RIBEIRO, D. et al. O R I G I N A L The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. **Biodiversity and Conservation**, 7 jan. 2012.

RICKETTS. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, p. 87, 1 jul. 2001a.

RICKETTS, T. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American naturalist**, v. 158, p. 87–99, 1 ago. 2001b.

RIES, L. et al. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 491–522, 2004.

ROCHA, R. DE O.; ROCHA, M. B. Survey of Exotic Species in Conservation Units: The Case of the State of Rio de Janeiro. **Research, Society and Development**, v. 8, n. 10, p. 408101406, 24 ago. 2019.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. **Ecology and Society**, 1 jan. 2009.

ROSIN, Z. M. et al. Butterfly responses to environmental factors in fragmented calcareous grasslands. **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 321–329, 1 jun. 2012.

SOLOMON, N. et al. The effects of land cover change on carbon stock dynamics in a dry Afromontane forest in northern Ethiopia. **Carbon Balance and Management**, v. 13, n. 1, p. 14, 6 set. 2018.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 85, n. 1, p. 1–8, 1 jul. 1998.

SUD, Y. C. et al. Biogeophysical Consequences of a Tropical Deforestation Scenario: A GCM Simulation Study. **Journal of Climate**, v. 9, n. 12, p. 3225–3247, 1 dez. 1996.

TERRA, A. K. A caça de subsistência na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus e na terra indígena Lago Ayapuá, Amazônia Central, Brasil. 26 nov. 2007.

THOMPSON, P. L.; RAYFIELD, B.; GONZALEZ, A. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 98–108, 2017.

VETTER, D. et al. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 1–8, 2011.

VIANA, V. M., 1995, Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas. **In: Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade biológica e dinâmica do uso da terra**, Belo Horizonte, 1995, pp. 135-154

VIANA, V.; PINHEIRO, L. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, 1 jun. 1998.

CAPÍTULO 1

ANÁLISE DE SENSIBILIDADE À BORDA EM BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA

INTRODUÇÃO

As mudanças no uso da terra causadas por ações humanas têm levado a intensas perturbações nos habitats, principalmente nas florestas tropicais (Pinto et al, 2006; Barlow et al, 2016). Entre as consequências do avanço das culturas agropecuárias, da urbanização e outras atividades que estão substituindo a paisagem natural, destaca-se a fragmentação do habitat (Haddad et al, 2015). A fragmentação consiste na divisão de um habitat, ecossistema ou categoria de uso da terra em

parcelas menores, tendo como resultado o condicionamento da vegetação florestal em ilhas cercadas por uma matriz não florestal (Forman, 1997; Primack & Rodrigues, 2001; Fahrig 1998). Essa condição afeta de forma desfavorável a persistência das espécies principalmente pela redução na disponibilidade de habitat nativo, aumento do isolamento entre os fragmentos remanescentes e efeitos de borda.

O efeito de borda ocorre como resultado de uma transição abrupta na vegetação, o que altera as condições do entorno do fragmento, causando elevação da temperatura, da luminosidade e da velocidade dos ventos e diminuição da umidade relativa do ar (Laurance, 2007). Dessa forma, espécies que outrora eram adaptadas às condições do interior da floresta, são expostas a condições adversas, que podem levar a extinções locais (Primack & Rodrigues, 2011). Essas alterações no habitat impostas por ações antrópicas agem como um filtro não aleatório, selecionando espécies mais aptas para sobreviverem na paisagem alterada. Dessa forma, um número menor de espécies em expansão consegue prosperar e persistir em ambientes alterados pelo homem, ao passo que a maioria das espécies decaem como resultado de atividades humanas, podendo sofrer extinções locais (McKinney & Lockwood, 2009; Tabarelli et al, 2012). As diferentes respostas das populações mediante as pressões seletivas podem resultar na homogeneização biótica, que consiste na perda de diversidade genética, taxonômica e funcional causada pela substituição de espécies que compartilham características diferentes por outras que compartilham características similares (Olden, 2006; Solar et al, 2015). Esse processo de seleção natural tende a beneficiar as espécies generalistas, que se beneficiam de ambientes heterogêneos, e levar ao declínio as especialistas, que por se beneficiarem de ambientes relativamente homogêneos, não conseguem se adaptar às alterações causadas pelas mudanças no uso do solo (Devictor et al, 2007; McKinney & Lockwood, 2009).

Compreender como os organismos respondem às alterações no habitat e identificar possíveis padrões de sensibilidade à fragmentação pode fornecer ferramentas importantes para o planejamento e gerenciamento da conservação (Vetter et al, 2011). Para esses estudos de avaliação de impacto ambiental e de efeitos de fragmentação e perda de habitat nativo, insetos podem ser particularmente úteis, pois além de ser o grupo de animais com maior densidade populacional, apresentam grande diversidade em termos de espécies e de habitats, com grande variedade de habilidades para dispersão, seleção de hospedeiros e de respostas à qualidade e

quantidade dos recursos disponíveis (Thomazini & Thomazini, 2000; Oliveira et al, 2014). Também são importantes pelo seu papel no funcionamento dos ecossistemas naturais, atuando como predadores, parasitos, fitófagos, saprófagos, polinizadores, entre outros (Souza & Brown, 1994; Thomazini & Thomazini, 2000). A utilidade dos insetos como indicadores ambientais, portanto, é indiscutível. Dentre os insetos, as borboletas e formigas são especialmente úteis como indicadores ambientais, uma vez que são assazonais e apresentam grande diversidade, facilidade de amostragem e identificação (Brown & Freitas, 2003; Ribeiro, 2006).

Assim como outros grupos, os lepidópteros são afetados pela fragmentação e perda de habitat. Entretanto, por apresentarem um grande porte quando comparado a outros insetos, facilidade de amostragem, especificidade com relação a necessidades de habitat, recursos alimentares e hospedeiros, além de uma diversidade de estudos sobre aspectos de dinâmica e distribuição populacional, são consideradas um modelo ideal para o entendimento de alguns dos efeitos da fragmentação na paisagem (Ribeiro et al, 2012; Michalski et al, 2010; Brito et al, 2013). Essas alterações podem afetar sua abundância, riqueza, diversidade e a composição das comunidades (Ribeiro et al, 2012).

As borboletas, pertencentes à ordem Lepidoptera, encontram-se distribuídas dentro de seis famílias, sendo elas Papilionidae, Lycaenidae, Hesperidae, Nymphalidae, Riodinidae e Pieridae (Uehara-Prado e Ribeiro, 2012). Além disso, dividem-se em duas guildas, classificadas de acordo com os seus hábitos alimentares. As nectarívoras se alimentam de néctar durante a vida adulta, e as frugívoras alimentam-se principalmente de frutas fermentadas e seiva de plantas. Dentre esses dois grupos, as borboletas frugívoras podem ser particularmente úteis em estudos de fragmentação, pois são facilmente amostradas com armadilhas contendo isca de frutas fermentadas, possibilitando a amostragem de duas ou mais áreas com o mesmo esforço amostral. Também representam entre 50 e 75% da riqueza total dos Nymphalidae neotropicais (Brown, 2005), e sua diversidade está correlacionada com a diversidade total de borboletas de uma área (Brown e Freitas, 2000). Essas características, além de consideradas bioindicadores eficientes em decorrência do rápido ciclo de vida e apresentarem uma estreita ligação com o ambiente em que estão inseridas (Brown e Freitas, 2000), tornam as borboletas frugívoras uma ferramenta eficiente para o monitoramento na biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (Hughes et al, 1998)

O entendimento acerca das espécies dos remanescentes florestais, assim como a elucidação dos impactos da fragmentação para a biodiversidade, são essenciais para a elaboração de estratégias de melhoria para a conservação da biodiversidade nos trópicos, e formulações de ações que visem mitigar a perda de habitat causada pelas mudanças em um ecossistema cada vez mais fragmentado.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar como as borboletas frugívoras respondem ao efeito de borda, com base em preferências das espécies por espectro de borda, habitat e espectro da vegetação. Essas informações irão possibilitar avaliar o quão sensível as espécies são as mudanças de habitat, e a proporção de indivíduos perdidos em decorrência da fragmentação, e irá fornecer importantes informações para o seu uso como bioindicadores.

METODOLOGIA

Área de estudo

São Luiz do Paraitinga

O município de São Luiz do Paraitinga, de domínio da Mata Atlântica, está localizado no Vale do Paraíba, entre a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira. De acordo com a classificação de Köeppen 1948, a região apresenta clima subtropical úmido. A temperatura no inverno é inferior a 18°C e superior a 22°C no verão. No período seco a precipitação máxima é de 30mm. e a média anual varia entre 1100 a 1800 mm, com período chuvoso entre setembro e março. O solo, originalmente, era coberto pela floresta ombrófila densa atlântica (Cembraneli et al, 2009; Mello 2009).

A cobertura e uso da terra na região sofreu intensa transformação em decorrência das atividades humanas a partir do século XVIII. O avanço da policultura ocorreu entre 1770 a meados do século I, e deu início à ocupação da região e transformação da paisagem. O período da cafeicultura, que teve início em 1830 e se estendeu até o começo do século XX, contribuiu para a aceleração da destruição de matas e capoeiras. No entanto, a transformação mais marcante ocorreu com o estabelecimento das atividades pecuárias como principal atividade econômica de São Luiz do Paraitinga na década de 1930. O resultado dessa transformação é que 60% da paisagem local correspondem à pastagem. As áreas de floresta que ainda restam formam pequenos fragmentos, de no máximo 60 hectares, e ocupam apenas 10% da área total. (Petroni, 1959; Mello 2009).

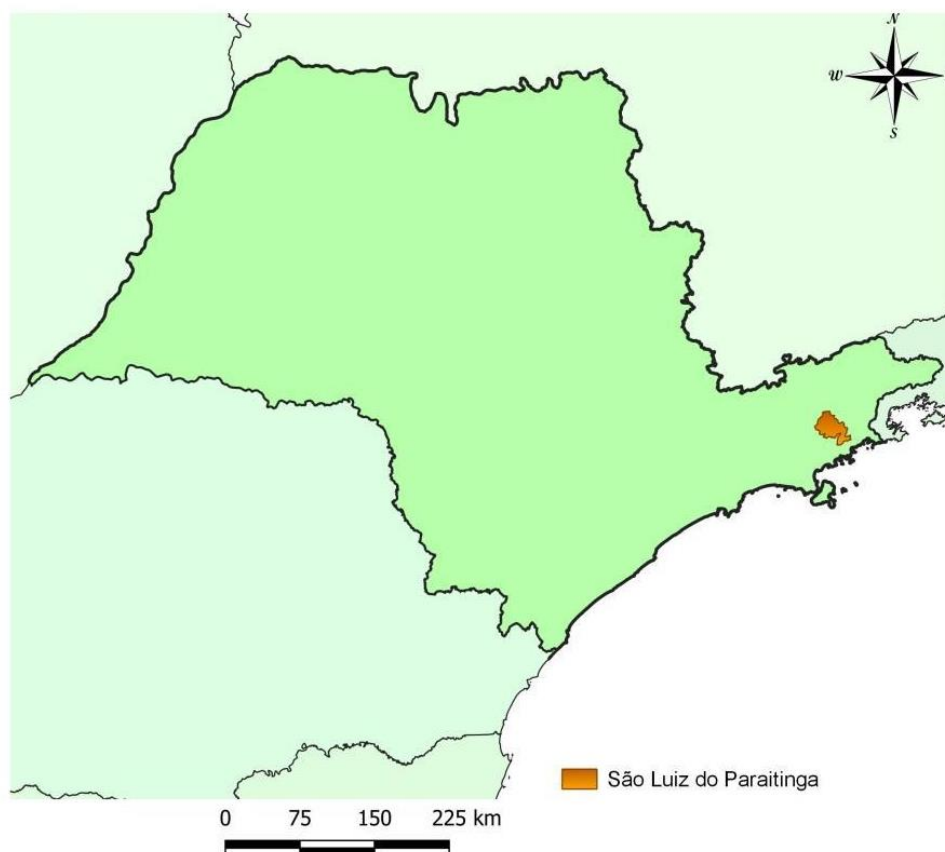


Figura 1: Localização do município de São Luiz do Paraitinga.

Alfenas

O município de Alfenas está localizado na macrorregião Sul/Sudoeste de Minas Gerais. De acordo com a classificação de Köppen, a região apresenta clima tropical moderadamente úmido. A temperatura média anual é de 23°C e precipitação média variando entre 1400 a 1700 mm, com chuvas ocorrendo predominantemente no período mais quente, entre outubro a abril. O período da seca ocorre durante quatro meses, entre junho e setembro. A altitude varia de 720 a 1350m (Brito et al, 2014; Souza et al 2015). A vegetação dominante, originalmente, era Floresta tropical Atlântica, que se caracteriza por ser uma floresta semi-decidual e de encosta, com alguns trechos apresentando vegetação típica do cerrado. (Souza et al, 2015).

As mudanças no uso do solo da região deram início por volta do século XVIII, com a agricultura de subsistência, em que eram usadas técnicas rudimentares em pequenos roçados. No século I, iniciou-se o ciclo do café, que se tornou a principal atividade econômica do Sul de Minas. Além do café, a região ainda contava com milho, cana de açúcar e criação de gado. O desenvolvimento das plantações de café também foi responsável por uma grande transformação da paisagem, e florestas nativas foram substituídas para o seu cultivo. Algumas dessas áreas foram substituídas por

pastagens. Atualmente, Alfenas é um dos municípios da região com maior avanço das atividades agropecuárias (Souza et al, 2015; Martins 2013).

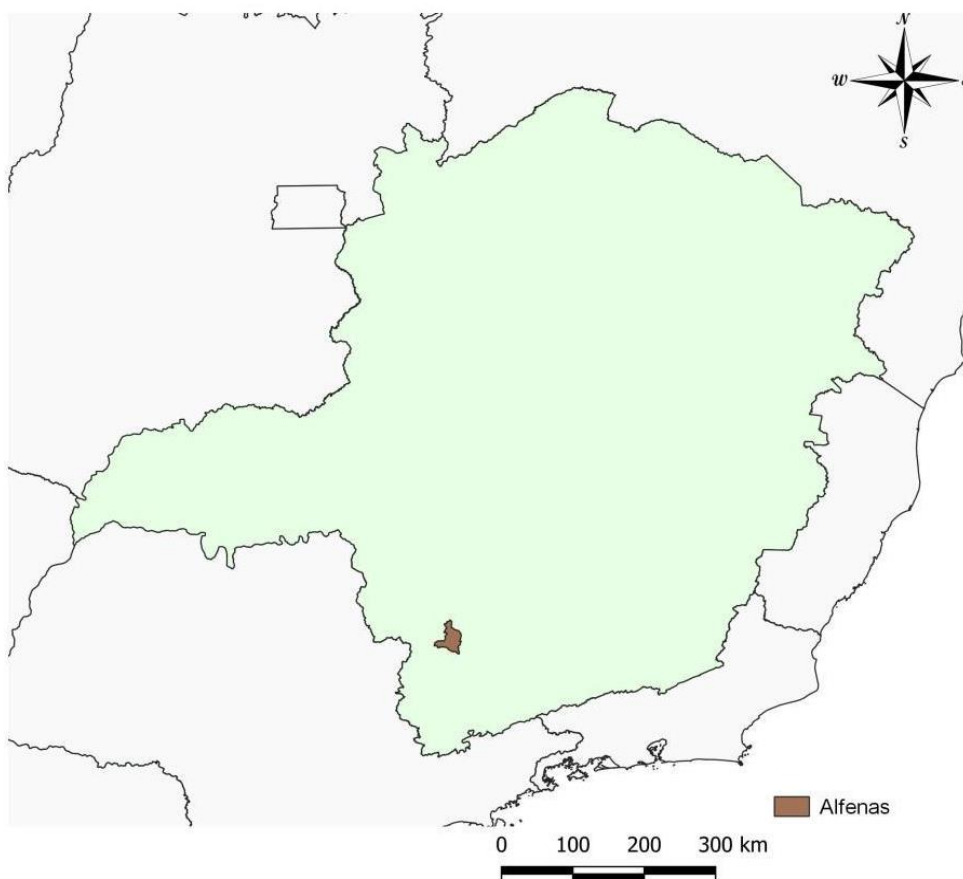


Figura 2: Localização do município de Alfenas.

Amostragem

São Luiz do Paraitinga

A amostragem de lepidópteros de São Luiz do Paraitinga foi feita conforme descrito em Ribeiro 2006. No total foram amostrados 10 fragmentos, com tamanho variando entre 11 a 83 ha. As coletas ocorreram entre junho de 2004 e junho de 2005, e foram realizadas mensalmente. Em cada fragmento foram instaladas cinco armadilhas ao longo de um transecto, distando em 30 m uma da outra. Os locais das armadilhas foram escolhidos com base em características da paisagem: fisionomia da vegetação, abertura do dossel, declividade do terreno, distância da borda e distância dos corpos d'água. Ao longo desse período, foram amostradas 6488 borboletas, representando 73 espécies e cinco subfamílias. Para o presente estudo, foram consideradas apenas indivíduos com amostragem igual ou superior a 20 indivíduos.

Alfenas

A coleta na região de Alfenas foi realizada conforme descrito em Brito et al 2014. No total foram amostrados 9 fragmentos, com tamanho variando entre 20,91 a 87,18 ha, tendo como matrizes adjacentes pastagens e cultivos de café e cana de açúcar. As áreas foram selecionadas a partir do processamento de imagens digitais do satélite CBERS-2B, que foi gerado tendo como base um mapa de cobertura da terra. Para a seleção das áreas de coleta, os critérios adotados foram a similaridade da degradação, uma distância mínima de 4 km entre os locais e um gradiente de cobertura natural de 8 a 62% ao longo das áreas selecionadas em um raio de 1km. As amostragens ocorreram ao longo de 12 meses, de outubro de 2011 a setembro de 2012. As armadilhas florestais foram colocadas a, pelo menos, 50m da borda da floresta, e as de matriz distaram em, no mínimo, 100m da borda da floresta. As armadilhas foram dispostas ao longo de um transecto linear, com uma distância de 30 m entre as armadilhas. No total, foram capturadas 650 borboletas representando 57 espécies.

Análise dos dados

Para classificação de uso e cobertura do solo da área de estudo em São Luiz do Paraitinga, usei uma imagem Landsat, sensor TM, do dia 21/06/2004, contendo as sete bandas espectrais. A imagem foi obtida junto ao catálogo de imagens do INPE, e ortorretificada tendo como base uma imagem LANDSAT 8, disponível no site <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Para a área de estudo em Alfenas, obtive uma imagem Landsat 8, sensor OLI/TIRS, do dia 06/08/2015, já ortorretificada. A imagem foi obtida junto ao banco de imagens do Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Para a coleta das amostras de treinamento, que consistem em áreas identificadas como representante de uma das classes em estudo, usei o software QGIS 3.4, de acordo com as classes: 0, 50 e 100, correspondendo a diferentes espectros de vegetação: Solo exposto, área agrícola e floresta, respectivamente. Classifiquei as imagens usando a classificação de árvore de regressão do Google Engine, a partir do script disponível em <https://developers.google.com/earth-engine/classification>. A plataforma do Google Engine pode ser acessada em: <https://code.earthengine.google.com/>

De posse da imagem classificada, usei o software BioFrag Edge Response para obter os dados de sensibilidade à borda das espécies estudadas. O Edge

Response é um software implementado no Matlab® 2012a, que analisa a influência da borda e a distribuição de abundância de uma espécie na paisagem em relação a porcentagem da cobertura de árvore e influência da borda, sendo necessário, para isso, um mapa de cobertura do solo, planilhas com as coordenadas dos pontos de amostragem e a abundância das espécies para cada ponto de coleta (Lefebvre et al 2014).

A influência da borda (Edge Influence - EI) é dada por:

$$EI = \max(SD, |LC - PC|) \times \text{sign}(LC - PC)$$

$$EI = \max(SD, |LC - PC|) \times \text{sign}(LC - PC)$$

Onde,

PC - Point Cover, é o mapa classificado da área de estudo,

SD é o desvio padrão local do PC dentro de um raio de Influência da Profundidade da Borda (DEI). Esse valor é definido como 1km.

LC é a cobertura média local dentro do mesmo raio da influência da profundidade da borda.

LC-PC é o desvio de ponto

LC e SD são calculados com filtros Gaussianos 2D de sigma, dado por: $DEI / (2 \times \text{resolução do mapa})$.

O sinal de EI é determinado pela heterogeneidade de ponto, calculado em (LC - PC).

Habitats de floresta próximos à matriz terão valores de EI negativos, ao passo que matrizes próximas de florestas terão valores de EI positivos.

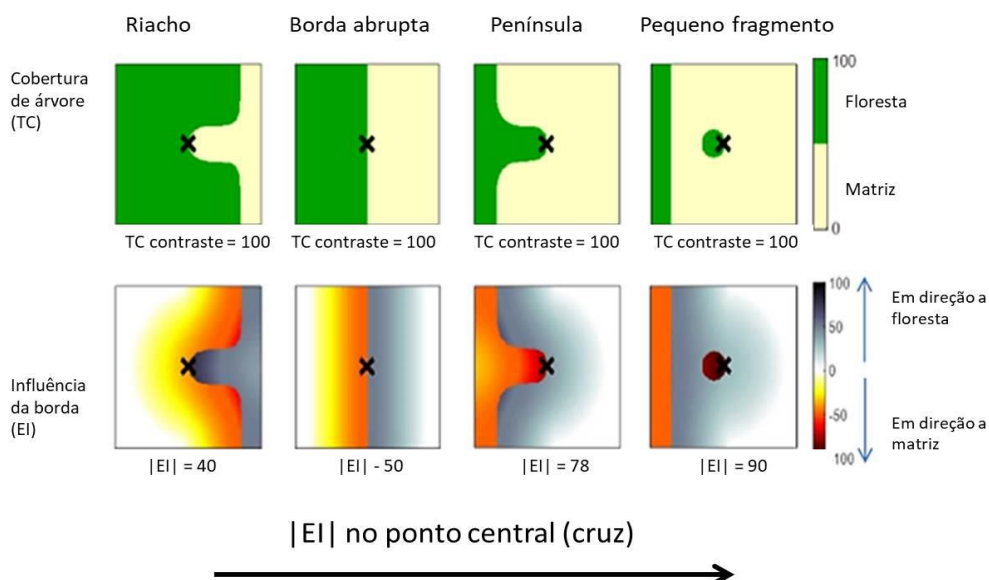


Figura 3: Variações da Influência da borda (EI) com configuração de PC e contraste. Estão representadas diferentes configurações de paisagem e a amplitude da influência da borda. Nas quatro primeiras imagens, há exemplos de configuração da paisagem compreendendo habitats densos de cobertura arbórea (verde) e matriz (creme, na seguinte ordem da esquerda para a direita: borda do riacho, borda abrupta, borda da península e pequeno fragmento florestal, com seus respectivos mapas de influência da borda abaixo. O valor de EI no ponto central, marcado por um X, é fornecido para cada exemplo (Pfeifer et al, 2017).

A Influência da borda irá variar de acordo com a distância e o formato da borda; o tamanho e proximidade do fragmento, e a variação de contrastes entre a floresta e a matriz, ou seja, o contraste em PC.

Para a resposta das espécies à borda, é analisada, além da influência da borda, a cobertura das árvores, o que possibilita considerar o contraste dos fragmentos e a sensibilidade das espécies à cobertura do dossel. A combinação desses fatores resulta em diferentes tipos de resposta e configurações da paisagem:

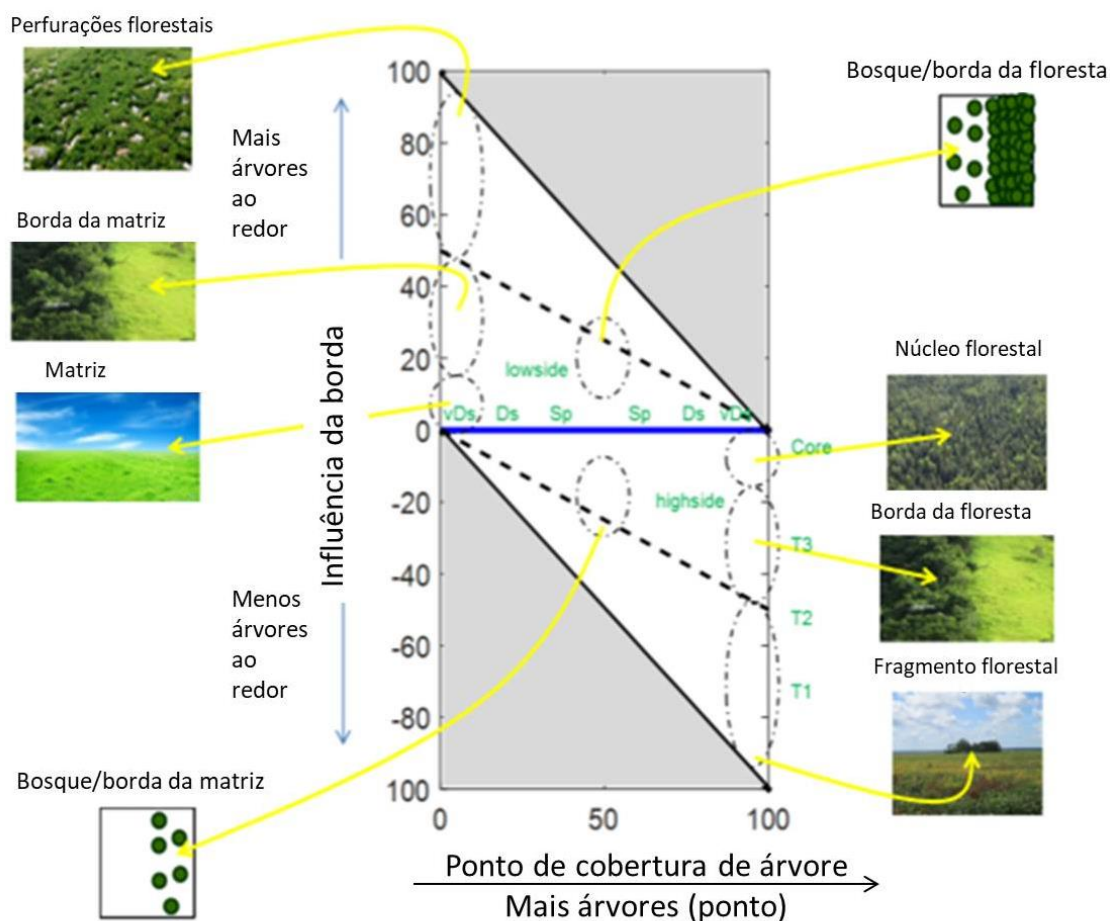


Figura 4: Representação do gráfico de PC – EI, cujos valores representam diferentes configurações da paisagem. O eixo x representa a porcentagem de cobertura de árvore na escala de um pixel, e o eixo y representa a influência da borda (Pfeifer et al, 2017).

As espécies são classificadas de acordo com 7 possíveis tipos de resposta à borda: núcleo florestal e núcleo matriz, que são espécies que evitam a borda; borda florestal e borda matricial, quando as espécies buscam a borda; espécies florestais e espécies matriciais, quando não há preferência com relação à borda, e espécies generalistas, quando as espécies não apresentam preferência por floresta ou habitat de matriz. Com relação a parte do espectro de influência da borda que as espécies preferem, os dados se dividem em: T1, que representa as pequenas manchas de fragmento, T2, que são as bordas abruptas, e T3, regiões da paisagem próximas às bordas principais. Os dados se dividem ainda em “ponto alto”, que indica uma cobertura mais alta que os arredores, “lado baixo” para áreas com menor cobertura de solo que o ambiente, e “transbordamento”, para espécies que ocupam os dois lados da borda. Valores abaixo de 20 apontam preferência pelo núcleo e, acima de 20, preferência pela borda. As espécies são, ainda, classificadas pelo espectro da cobertura do solo preferido. As categorias são: floresta, matriz, generalista e desconhecida. O espectro ainda é dividido em esparsa, densa ou muito densa.

Para avaliar em qual resposta cada espécie se enquadra, é feita uma classificação automatizada da resposta das espécies à influência da borda e cobertura da terra usando um classificador Naïve Bayes e um conjunto de treinamento padrão no gráfico de cobertura de árvores/influência da borda (PC/EI).

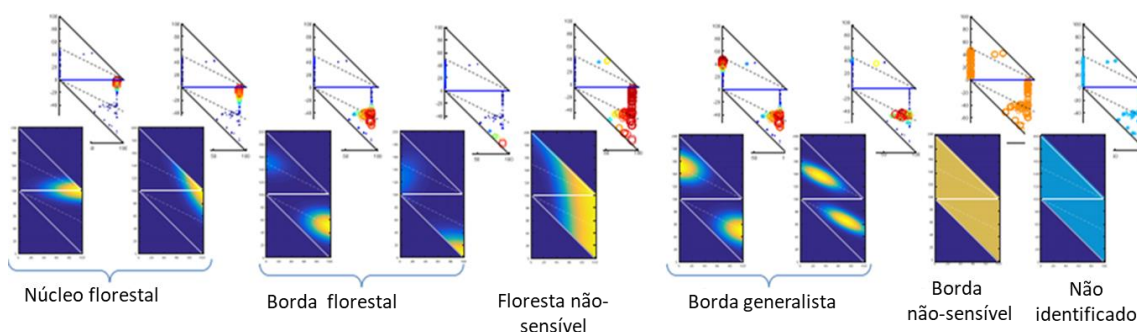


Figura 5: Cálculo do tipo de resposta de borda simulados no gráfico de PC e EI (Lefebvre et al, 2014).

Com os dados de cobertura de árvores e influência da borda, é calculado também o Impacto da Fragmentação (Fragmentation Impact - FI), que determina a proporção de indivíduos que foram perdidos devido à fragmentação do habitat e efeito de borda. O valor de FI é dado por:

$$FI = 1 - \frac{\sum \text{Abundância da paisagem interpolada com PC e EI}}{\sum \text{Abundância de paisagem interpolada com PC}}$$

RESULTADOS

São Luiz do Paraitinga

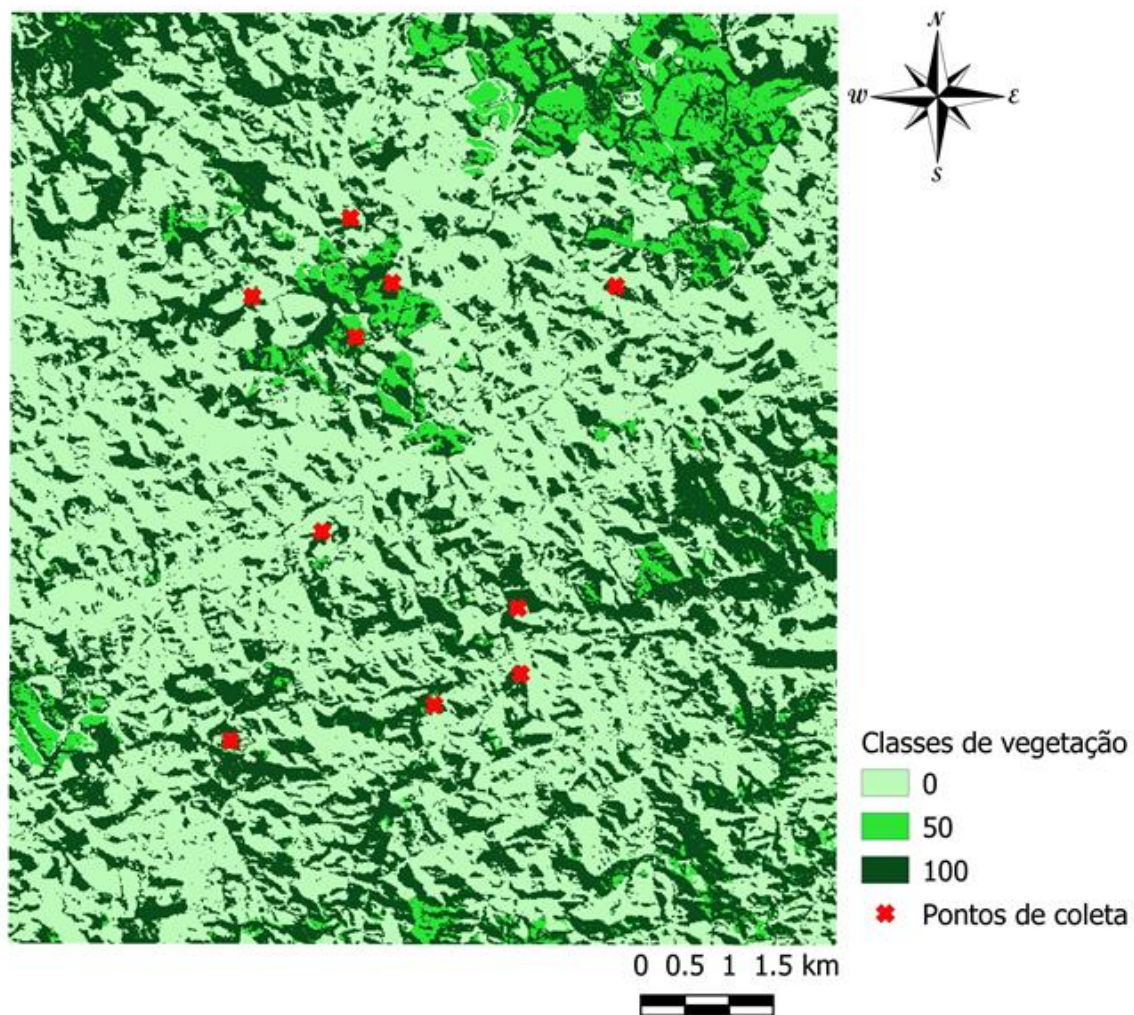


Figura 6: Mapa classificado de São Luiz do Paraitinga.

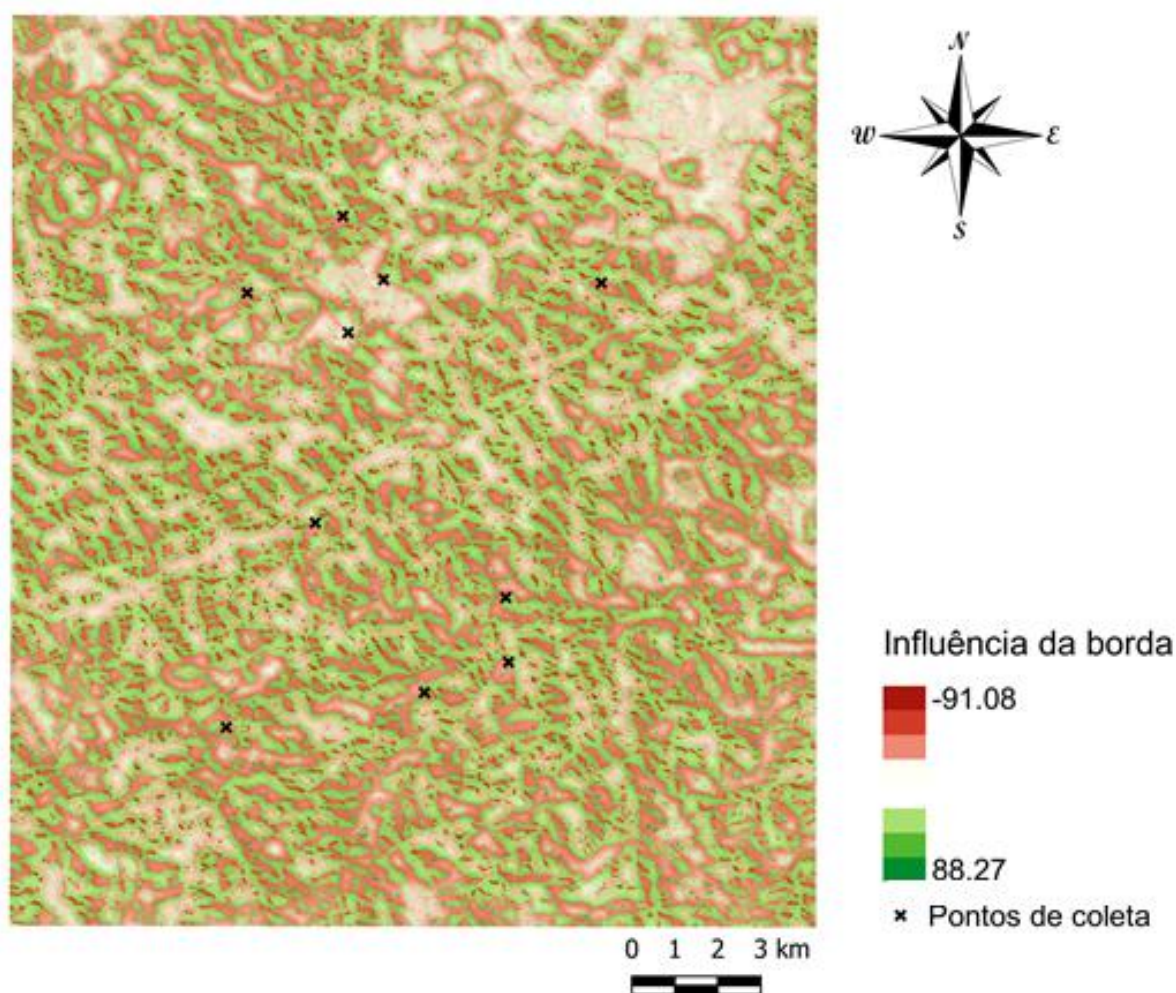


Figura 7: Mapa da influência da borda da área de estudo em São Luiz do Paraitinga.

O mapa da classificação de cobertura e uso do solo de São Luiz do Paraitinga, representado na Figura 6, mostra uma predominância de áreas de pastagem cercando os fragmentos florestais. É possível notar que a floresta nativa sofreu intenso processo de desmatamento e fragmentação, e os remanescentes florestais formam fragmentos de diferentes tamanhos cercados por cultivo agropecuário. A Figura 7 representa a influência da borda, em que os valores podem variar entre -100 e 100. Influência da borda negativa, mais próxima a -100, corresponde aos valores de cobertura da terra "altos", por exemplo, floresta. Valores mais próximos de 100 correspondem a cobertura de solo baixa, por exemplo, pastagens. Quando o valor de influência de borda é 0, significa que não há efeito de borda. Na área estudada de São Luiz do Paraitinga, a influência de borda variou entre -91,1 e 88,3. O valor da influência da profundidade da borda (DEI) foi definido como 250m.

Tabela 1. Dados de categoria, habitat, preferência pelo espectro de influência da borda, Impacto da fragmentação e sensibilidade à influência de borda para cada espécie analisada em São Luiz do Paraitinga.

Specie	Subtribo	EI Pref	Habitat	Categoria	FI	Sensibilidade a EI
<i>Forsterinaria quantius</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.1443	0.2673
<i>Memphis otrere</i>	Charaxini	Borda T2 overflow	Matriz	Borda matricial	0.1812	0.2136
<i>Epiphile huebneri</i>	Biblidinae	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.1991	0.2031
<i>Eryphanis reevesi</i>	Brassolini	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.2044	0.2154
<i>Myscelia orsis</i>	Biblidinae	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.2118	0.2428
<i>Pseudodebis euptychidia</i>	Satyrini	Borda T3 lowside	Matriz Sp	Borda matricial	0.2127	0.3833
<i>Pharneuptychia sp.</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.2238	0.2942
<i>Hamadryas feronia</i>	Biblidinae	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.2300	0.2922
<i>Hamadryas epinome</i>	Biblidinae	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.2317	0.1518
<i>Ectima thecla</i>	Biblidinae	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.2360	0.2374
<i>Forsterinaria necys</i>	Satyrini	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.2457	0.1920
<i>Ooptera syme</i>	Brassolini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.2470	0.3550
<i>Ypthimoides castrensis</i>	Satyrini	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.2499	0.2056
<i>Memphis morvus</i>	Charaxini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.2666	0.2169
<i>Ypthimoides ochracea</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.2854	0.3324
<i>Carminda griseldis</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.2926	0.4601
<i>Taygetis ypthima</i>	Satyrini	Borda T2 overflow	Floresta	Borda florestal	0.2932	0.3575
<i>Hamadryas februa</i>	Biblidinae	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.2965	0.3425
<i>Taygetis tripunctata</i>	Satyrini	Borda T3 lowside	Matriz Ds	Borda matricial	0.2971	0.5175
<i>Godartiana muscosa</i>	Satyrini	Borda T2 overflow	Matriz	Borda matricial	0.3067	0.2934
<i>Parypthimoides phronius</i>	Satyrini	Borda T3 lowside	Matriz Ds	Borda matricial	0.3141	0.4755
<i>Hermeuptychia hermes</i>	Satyrini	Borda T3 lowside	Matriz Ds	Borda matricial	0.3150	0.4575
<i>Fountainea ryphea</i>	Charaxini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.3159	0.3479
<i>Splendeuptychia doxes</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.3294	0.2947
<i>Moneuptychia soter</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.3328	0.3333
<i>Archaeoprepona chalciope</i>	Charaxini	Borda T2 lowside	Matriz Ds	Borda matricial	0.3402	0.3778
<i>Ypthimoides grimon</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.3439	0.3275
<i>Memphis appias</i>	Charaxini	Borda T2 overflow	Floresta	Borda florestal	0.3629	0.2537
<i>Dasyophthalma creusa</i>	Brassolini	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.3833	0.4115
<i>Zaretis isidora</i>	Charaxini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.3884	0.3330
<i>Colobura dirce</i>	Nymphalinae	Borda T2 overflow	Floresta	Borda florestal	0.4116	0.2887
<i>Carminda paeon</i>	Satyrini	Borda T2 overflow	Matriz	Borda matricial	0.4248	0.3648
<i>Hypna clytemnestra</i>	Charaxini	Borda T3 overflow	Floresta	Borda florestal	0.4363	0.3801
<i>Parypthimoides poltys</i>	Satyrini	Borda T3 overflow	Matriz	Borda matricial	0.4364	0.5031
<i>Morpho achilles</i>	Brassolini	Borda T3 highside	vDs	Borda florestal	0.5227	0.2886
<i>Epiphile orea</i>	Biblidinae	Borda T2 overflow	Matriz	Borda matricial	0.5270	0.4327
<i>Ypthimoides borasta</i>	Satyrini	Borda T2 highside	vDs	Borda florestal	0.6115	0.4890
<i>Taygetis acuta</i>	Satyrini	Borda T3 highside	Floresta vDs	Borda florestal	0.6701	0.2964

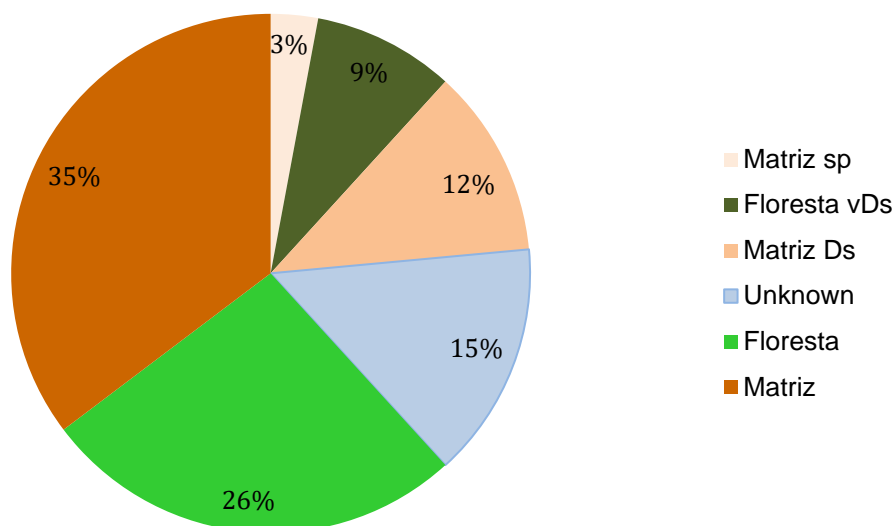
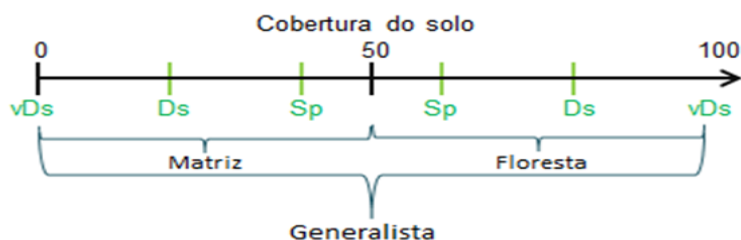


Figura 8: Parte do espectro de cobertura do solo preferido pelas espécies. Sp = esparso, Ds = Denso e vDs = Muito denso



Os dados da Figura 8 apontam o espectro da cobertura do solo preferido pelas espécies. Os resultados obtidos apontam uma predominância de espécies de matriz - 50% das espécies apresentaram preferência por esse tipo de cobertura de solo. Desses, 12% preferem matriz com vegetação densa e 35% têm preferência pela matriz com vegetação esparsa. Um total de 35% das espécies apresentou preferência pela cobertura florestal, sendo que 9% se enquadram na categoria vDs, ou seja, preferem florestas com vegetação muito densa.

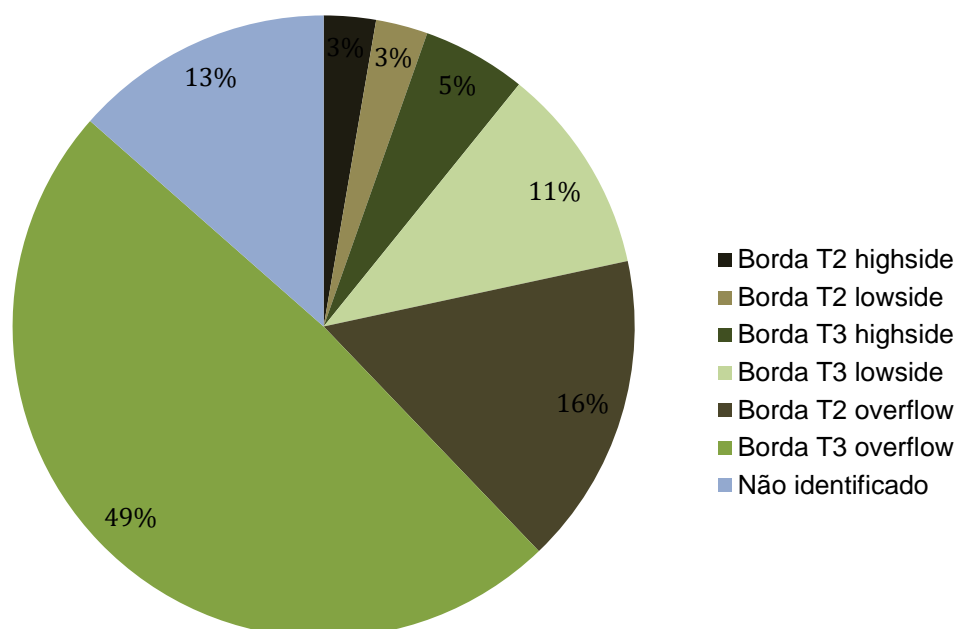
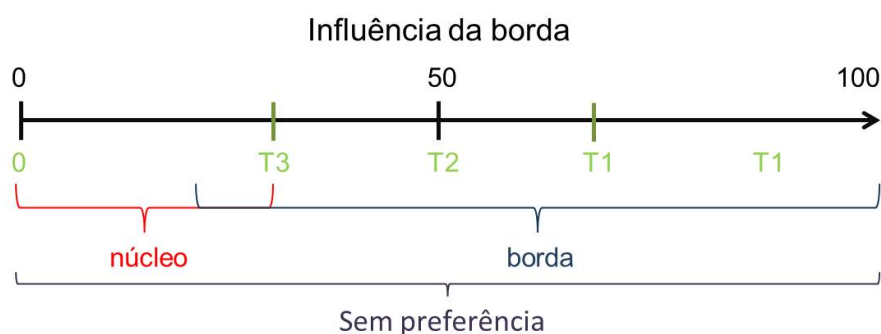


Figura 9: Parte do espectro de influência da borda preferida pelas espécies. T2 = arestas retas principais, T3 = perto das bordas principais. Highside = a localização tem "maior cobertura do solo" do que os arredores, lowside= o local tem "menor cobertura do solo" do que o ambiente e overflow= espécies presentes nos dois lados da borda



O gráfico da Figura 9 representa a parte do espectro de influência da borda que as espécies estudadas preferem. Os dados obtidos nessa análise apontam que 49% das espécies tem preferência pela proximidade das bordas principais, e estão presentes tanto nas áreas com menor cobertura vegetativa quanto em áreas com maior cobertura. 16% tem preferência por bordas florestais abruptas, estando presente nos dois lados da borda, 11% preferem bordas principais com menos cobertura de solo que o entorno, 5% buscam bordas principais da floresta densa, com maior cobertura que o entorno e apenas 3% buscam bordas abruptas com menor cobertura de solo que o ambiente.

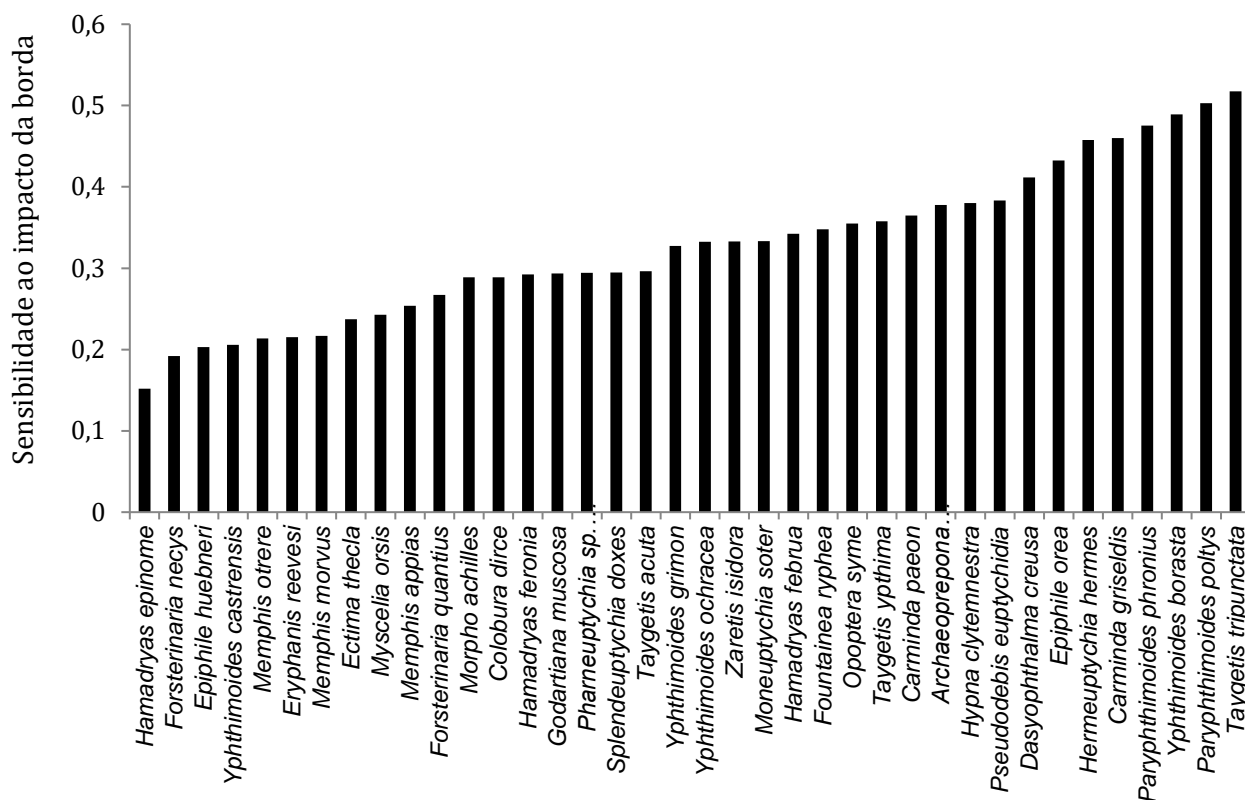


Figura 10: Sensibilidade à borda.

Os valores de sensibilidade das espécies à influência da borda, representados na Figura 10, variam entre 0 e 1, e indicam a proporção do comprimento da faixa de valores da influência da borda para os quais uma espécie é abundante. Esse valor aponta a proporção de indivíduos perdidos no espectro da influência da borda, para todos os valores de cobertura do solo e é independente da paisagem. O menor valor encontrado foi para a espécie *Hamadryas epinome*, da família Biblidinae. Valores acima de 0,5 foram encontrados para as espécies *Paryphthimoides poltys* e *Taygetis tripunctata*, ambas da família Satyrini.

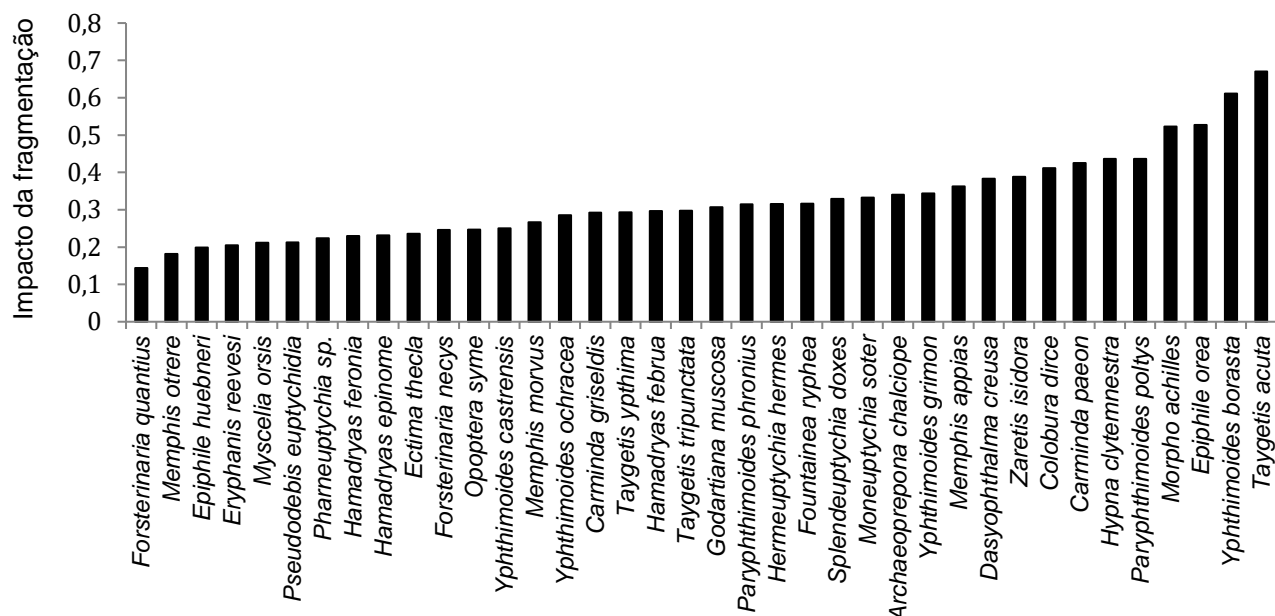


Figura 11: Impacto da fragmentação.

Os dados de impacto da fragmentação, representados na Figura 11, apontam a proporção de indivíduos perdidos em decorrência da fragmentação da paisagem e efeito de borda, e varia entre 0 e 1. Valores mais próximos de 1 indicam uma maior influência da borda e quantidade de arestas, além de uma maior sensibilidade da espécie à borda. A espécie *Taygetis actua* apresentou o valor mais alto, 0,7. A maior parte das espécies analisadas apresentaram valores entre 0,12 e 0,4, tendo apenas quatro espécies com dados acima de 0,5: *Morpho achilles*, *Epiphile oreia*, *Ypththimoides borasta* e *Taygetis actua*

Alfenas

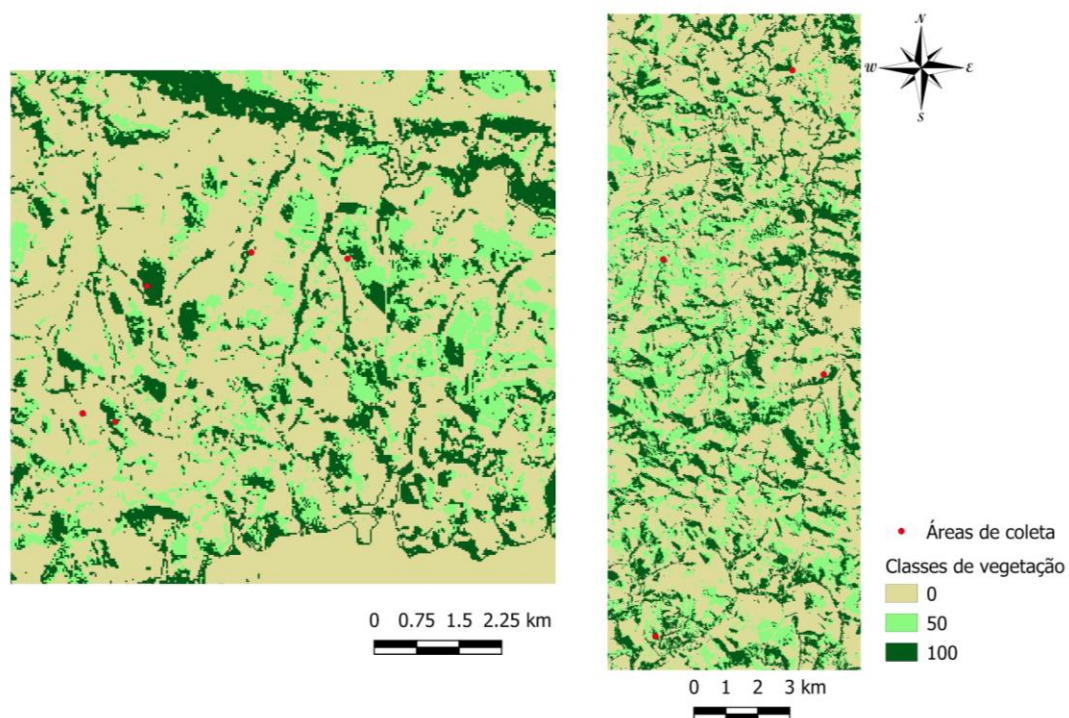


Figura 12: Mapa classificado da área de estudo em Alfenas.

A Figura 12 representa o mapa classificado, que indica as classes de uso e cobertura de solo de acordo com o espectro vegetativo. A paisagem é ocupada, predominantemente, por pastagem. No entorno dos fragmentos em que foram feitas as coletas, no entanto, há matriz de pasto e de plantação agrícola. O valor de profundidade da influência da borda (DEI) foi definido como 250 metros.

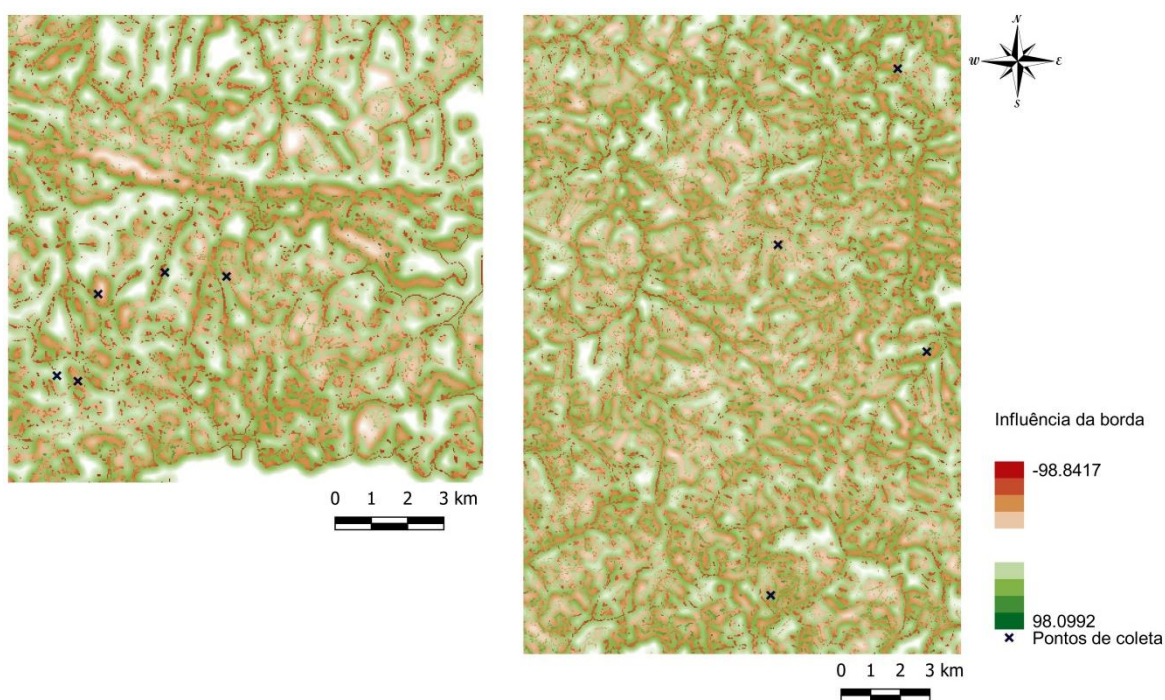


Figura 13: Mapa da influência da profundidade da borda (DEI) para a área de estudo em Alfenas.

Para a área de estudo em Alfenas, os valores de influência da borda, representados na Figura 13, variaram entre -98.5 e 98.1.

Tabela 2. Dados de categoria, habitat, preferência pelo espectro de influência da borda, Impacto da fragmentação e sensibilidade à influência de borda para cada espécie amostrada em Alfenas.

Espécie	Subtribo	Habitat	EI Pref	Categoria	Sensibilidade a EI	FI
<i>Archaeoprepona demophon</i>	Charaxinae	Matriz	Borda T2 overflow	Borda matricial	0.3211	0.2721
<i>Archaeoprepona demophon</i>	Charaxinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5312	0.5907
<i>Biblis hyperia</i>	Biblidinae	Floresta	Borda T3 overflow	Borda florestal	0.3586	0.5037
<i>Blepolenis batea</i>	Brassolini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5312	0.5907
<i>Caligo illioneus</i>	Brassolini	Floresta Sp	Borda T3 highside	Borda florestal	0.4934	0.5807
<i>Callicore astarte</i>	Biblidinae	Matriz Ds	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5572	0.5985
<i>Callicore hydaspes</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.3432	0.4676
<i>Capronnieria galesus</i>	Biblidinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.7772	0.5251
<i>Carminda griseldis</i>	Satyrini	Matriz Ds	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5813	0.8024
<i>Carminda peon</i>	Satyrini	Matriz Ds	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5514	0.5403
<i>Catoblepra berecynthia</i>	Satyrini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5206	0.4731
<i>Colobura dirce</i>	Brassolini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4709	0.4806
<i>Diaethria candrena</i>	Nymphalinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5196	0.5698
<i>Epiphile huebneri</i>	Biblidinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5312	0.5907
<i>Eryphanis reevesi</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.3894	0.2463
<i>Eunica sydonia</i>	Brassolini	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.6078	0.2537
<i>Eunica tatila</i>	Biblidinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.7781	0.5282
<i>Forsterinaria quantius</i>	Biblidinae	Floresta vDs	Borda T3 highside	Borda florestal	0.5365	0.4788
<i>Fosterinaria necys</i>	Satyrini	Floresta Sp	Borda T2 highside	Borda florestal	0.5629	0.4991

<i>Fountainea ryphea</i>	Satyrini	Matriz Sp	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4249	0.5318
<i>Godartiana muscosa</i>	Charaxinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.4941	0.3483
<i>Hamadryas amphinome</i>	Satyrini	Matriz Sp	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4253	0.4774
<i>Hamadryas chloe</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.6075	0.3986
<i>Hamadryas epinome</i>	Biblidinae	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.3258	0.3302
<i>Hamadryas februa</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.2786	0.1358
<i>Hamadryas feronia</i>	Biblidinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5312	0.5907
<i>Hamadryas sp</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.5910	0.4962
<i>Hermeuptychia atalanta</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.6196	0.4658
<i>Hermeuptychia sp</i>	Satyrini	Floresta	Borda T3 overflow	Borda florestal	0.4705	0.4793
<i>Historis odius</i>	Satyrini	Floresta Sp	Borda T3 highside	Borda florestal	0.6083	0.5416
<i>Memphis acidalia</i>	Nymphalinae	Floresta vDs	Borda T2 highside	Borda florestal	0.4715	0.5299
<i>Memphis appias</i>	Charaxinae	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.2529	0.4221
<i>Memphis arginussa</i>	Charaxinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5251	0.5882
<i>Memphis moruus</i>	Charaxinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5312	0.5907
<i>Moneuptychia soter</i>	Charaxinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.6078	0.2537
<i>Morpho helenor</i>	Satyrini	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.2767	0.3540
<i>Myscelia orsis</i>	Morphini	Não identificado	Não identificado	Não identificado	0.3410	0.3430
<i>Ooptera aorsa</i>	Biblidinae	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.7772	0.5251
<i>Ooptera syme</i>	Brassolini	Matriz Ds	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5473	0.5354
<i>Opsiphanes invirae</i>	Brassolini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4851	0.4928
<i>Paryphthimoides phronius</i>	Brassolini	Floresta	Borda T2 overflow	Borda florestal	0.3123	0.3850
<i>Paryphthimoides poltys</i>	Satyrini	Floresta	Borda T3 overflow	Borda florestal	0.4762	0.4186
<i>Pharneuptychia pharella</i>	Satyrini	Floresta	Borda T2 overflow	Borda florestal	0.5351	0.6519
<i>Pharneuptychia sp</i>	Satyrini	Floresta vDs	Borda T3 highside	Borda florestal	0.5011	0.4980

<i>Smyrna blomfieldia</i>	Satyrini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4665	0.4390
<i>Taygetis acuta</i>	Nymphalinae	Floresta	Borda T3 overflow	Borda florestal	0.5594	0.5137
<i>Taygetis laches</i>	Satyrini	Matriz	Borda T3 overflow	Borda matricial	0.5376	0.6482
<i>Taygetis ypthima</i>	Satyrini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5716	0.5148
<i>Ypthimoides affinis</i>	Satyrini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4719	0.4124
<i>Ypthimoides angularis</i>	Biblidinae	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.5279	0.4986
<i>Ypthimoides ochracea</i>	Satyrini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.4742	0.4994
<i>Ypthimoides renata</i>	Satyrini	Generalista	Borda T3	Borda Generalista	0.4752	0.3743
<i>Ypthimoides straminea</i>	Satyrini	Matriz vDs	Borda T3 lowside	Borda matricial	0.5699	0.4893
<i>Zaretis isidora</i>	Satyrini	Floresta	Borda T2 overflow	Borda florestal	0.5687	0.5623

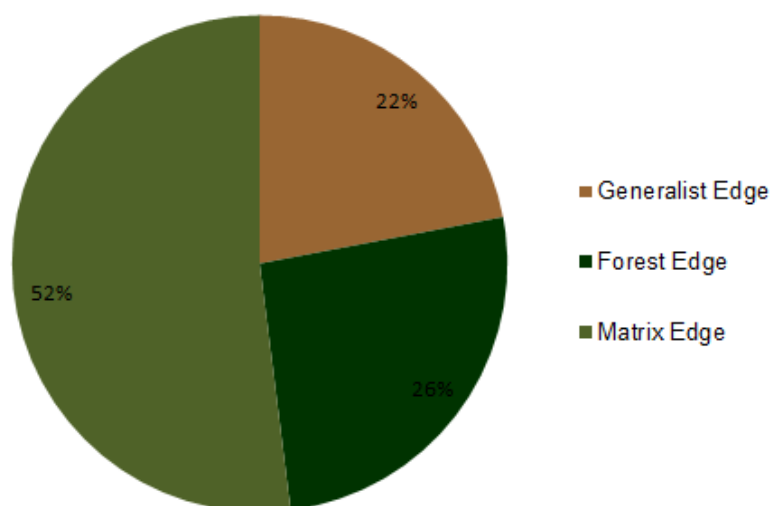


Figura 14: Categoria de habitat das espécies.

Os resultados representados no gráfico da Figura 14 apontam que todas as espécies classificadas são espécies de borda, sendo 24% espécies de borda florestal, 48% são espécies de borda da matriz e 20% são espécies generalistas, ou seja, podem ser encontradas tanto na borda da floresta quanto na borda da matriz.

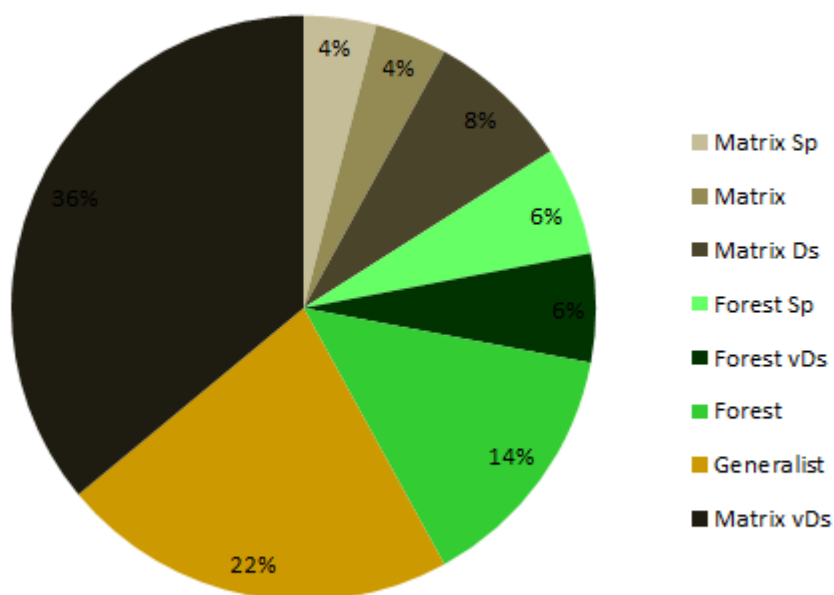


Figura 15: Parte do espectro de cobertura do solo preferido pelas espécies. Sp = esparso, Ds = Denso e vDs = Muito denso

O gráfico da Figura 15 aponta que, entre as espécies florestais, 6% tem preferência por floresta esparsa e 6% por floresta mais densa. 13% foram encontradas em todo o espectro de floresta, sem especificidade pela densidade de cobertura vegetativa. 7% das espécies de matriz preferem matriz com cobertura densa, 4% preferem matriz esparsa e 33% tem preferência pela matriz com vegetação mais densa. Além disso, 4% das espécies de matriz não apresentaram preferência por um espectro densidade da vegetação.

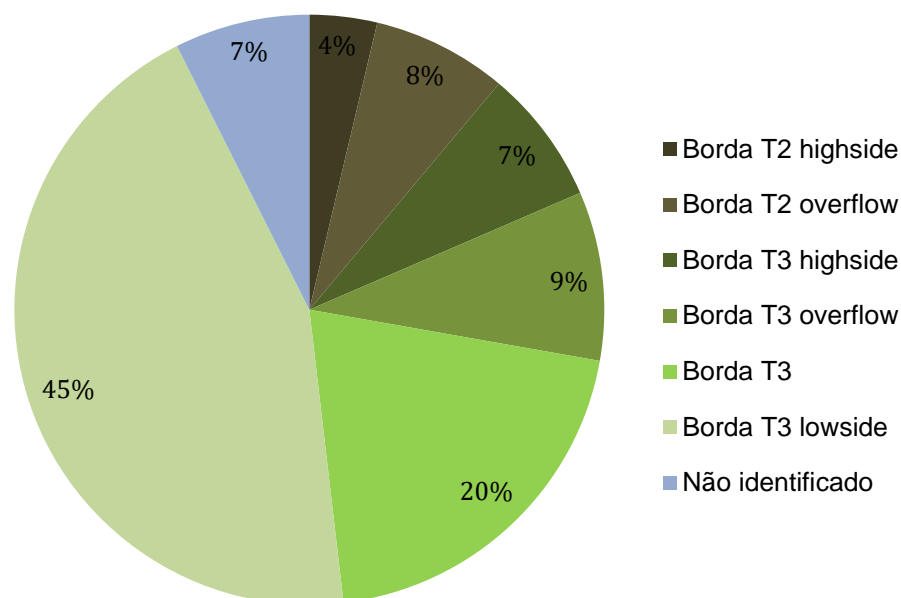


Figura 16: Parte do espectro de influência da borda preferida pelas espécies. T2 = arestas retas principais, T3 = perto das bordas principais. Highside = a localização tem "maior cobertura do solo" do que os arredores, lowside= o local tem "menor cobertura do solo" do que o ambiente e overflow= espécies presentes nos dois lados da borda

Os resultados representados no gráfico da Figura 16 apontam que todas as espécies cuja categoria foi identificada, são espécies de borda. Em termos de espectro de influência da borda preferida pelas espécies, 76% preferem as bordas principais. Desses, 45% tem preferência por habitat com menor cobertura de solo, 9% buscam os dois lados da borda, tanto com maior cobertura vegetativa quanto com menor, e 7% buscam ambientes com maior cobertura de solo. 12% das espécies analisadas preferem as bordas abruptas principais, sendo que 8% estão presentes nos dois lados da borda, e 4% tem preferência por uma maior cobertura de solo.

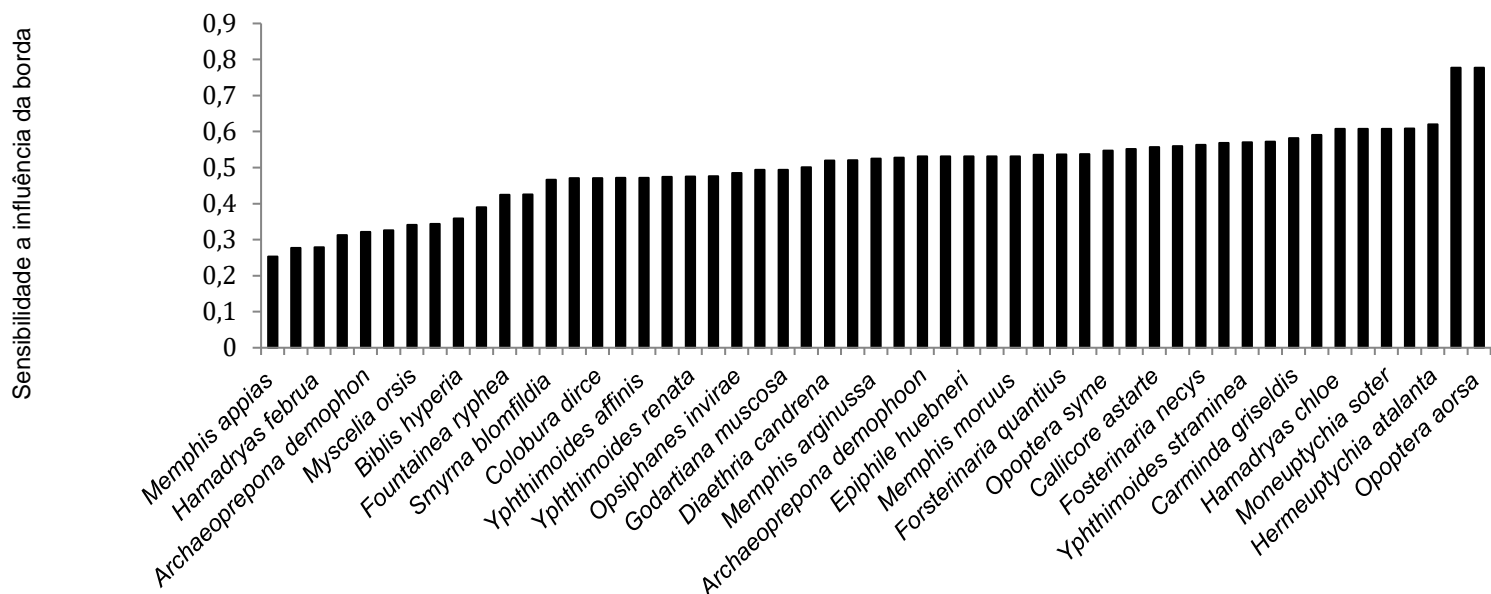


Figura 17: Análise de sensibilidade à borda.

Para análise de sensibilidade à influência da borda, representado na Figura 17, o menor valor encontrado foi para a espécie *Hamadryas epinome*, da família Biblidinae. O valor máximo encontrado nessa família foi da espécie *Moneuptychia soter*, com valor de 0.6078. Os valores mais elevados foram encontrados na família Biblidinae, cujas espécies *Hermeuptychia Atalanta*, *Capronnieria galesus*, *Ooptera aorsa* e *Eunica tatila* apresentaram, respectivamente, os valores 0.6195, 0.7772, 0.7772 e 0.7781. Dentro dos Biblidinae, o menor valor encontrado foi 0.2785, para a espécie *Hamadryas februa*

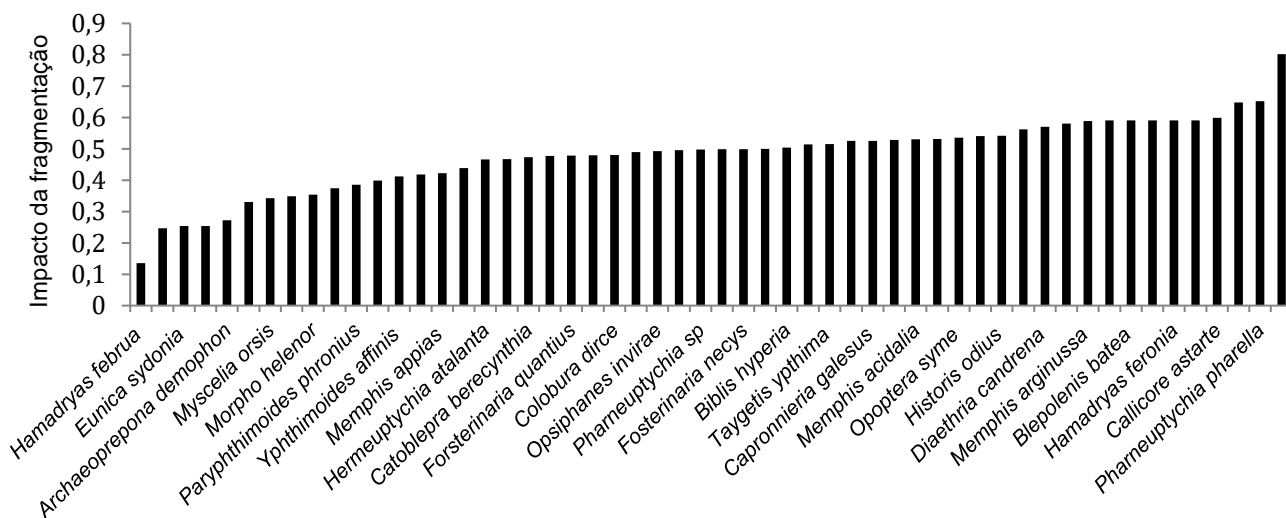


Figura 18: Impacto da Fragmentação.

Os valores de impacto da fragmentação, representados no gráfico da Figura 18, variaram entre 0,1357 para a espécie *Hamadryas februa* e 0,8024, para a espécie *Carminda griseldis*. 55,5% das espécies apresentaram valores inferiores a 0,5. 44,5% dos valores foram superiores a 0,5.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos apontam que todas as espécies amostradas no estudo são espécies de borda, sejam elas florestais; generalistas ou espécies de matriz. A ausência de espécies de núcleo pode ser explicada pela ocorrência da homogeneização biótica. Com a perda de habitat e a divisão da floresta em fragmentos pequenos, a borda passa a ocupar uma porção maior do fragmento que o núcleo. Com isso, espécies de borda e generalistas substituem aquelas que são mais sensíveis ao processo de fragmentação. De acordo com McKinney & Lockwood, 2009, a mudança ambiental promove a expansão geográfica de espécies vencedoras e a redução geográfica de outras espécies, denominadas perdedoras. Tal ocorrência foi documentada por Lobo e colaboradores, 2011, em um estudo que buscou avaliar se a fragmentação florestal poderia levar à homogeneização biótica.

As duas espécies mais abundantes na região de Alfenas são da família Satyrinae (*Pharneuptychia* sp e *Paryphthimoides poltys*). Segundo Brito e colaboradores, 2014, isso ocorre porque essas espécies são tolerantes à matriz e com preferência por bordas florestais. Kalarus & Nowicki, 2015, em um estudo com Satyrinae em áreas fragmentadas, encontraram uma maior abundância em habitats menores e mais fragmentados.

Em São Luiz do Paraitinga, houve uma predominância na preferência das espécies pela matriz e por habitat com vegetação densa e muito densa, sendo que apenas a espécie *Pseudodebis euptychidia* apresentou preferência por habitat com cobertura esparsa. Todas as espécies com preferência por uma cobertura mais alta que o entorno são espécies de habitat florestal muito denso, e três espécies tiveram essa resposta. Além disso, mesmo as espécies de matriz densa são espécies cuja parte do espectro da influência da borda preferido é com cobertura vegetativa mais baixa que os arredores. Uma maior proporção de espécies, no entanto, não

apresentou preferência por um lado da vegetação, e estão presentes nos dois lados da borda. Esses resultados mostram que a fragmentação favorece espécies adaptadas à heterogeneidade consequente das mudanças da paisagem. A perda do habitat florestal, no entanto, pode ter levado ao declínio de espécies especialistas desse tipo de habitat, que não conseguiram se adaptar às alterações ambientais consequentes da fragmentação. Os resultados obtidos a partir dos impactos da fragmentação mostraram que as duas espécies com maior valor foram *Ypthimoides borasta* e *Taygetis acuta*, ambas da tribo Satyrini, que são florestais de vegetação muito densa. O quarto maior valor encontrado, para a *Morpho achilles*, da tribo Morphini, também é uma espécie florestal com preferência por uma cobertura vegetativa muito densa. Isso indica que espécies florestais são particularmente afetadas pela fragmentação, e indivíduos típicos desse habitat foram perdidos em consequência da substituição da vegetação.

Em termos de preferência de habitat, em Alfenas também houve uma maior abundância de espécies de matriz muito densa. Esse resultado sugere que a maioria das espécies é tolerante a esse tipo de matriz, e a fragmentação beneficiou espécies que dispersaram para explorar e colonizar a matriz agrícola da área de estudo. A baixa proporção de indivíduos encontrado na matriz esparsa indica que, no geral, borboletas frugívoras não se adaptam bem à substituição do habitat por pastagem ou pouca vegetação. De fato, das três espécies que demonstraram preferência por esse habitat, duas foram pouco amostradas: *Hamadryas amphinome*, com 8 indivíduos, e *Carminda griseldis*, com 4 indivíduos.

Além disso, houve uma maior preferência pelas bordas principais e com menor cobertura que o entorno. Apenas 11% das espécies apresentaram preferência por um espectro de borda com mais vegetação que o entorno. Todas essas espécies, classificadas como "lowside", tem preferência pela matriz. Os dados indicam que, mesmo buscando uma matriz com vegetação mais densa, a fragmentação favoreceu a seleção de borboletas adaptadas às características de uma paisagem com fragmentos pequenos, com predominância de matriz agrícola e intenso efeito de borda, como é o caso da área estudada.

Filgueiras e colaboradores 2019, em um estudo com borboletas frugívoras em habitats fragmentados de mata atlântica, evidenciou que a fragmentação pode reorganizar as comunidades nativas e alterar os atributos no nível da comunidade, favorecendo as espécies adaptadas a perturbações e impactando negativamente as

espécies sensíveis a perturbações. Nesse estudo, várias espécies dependentes da floresta foram amostradas ou não encontradas em habitats afetados pela borda. Resultados similares também foram obtidos por Bobo e colaboradores 2006, e Leidner e colaboradores 2010. O estudo de Bobo et al (2006) avaliou a relação entre riqueza e abundância de borboletas frugívoras e diferentes parâmetros de vegetação, incluindo florestas nativas e plantações de café e cacau. Na amostragem, várias espécies florestais estavam ausentes em plantações de cacau, e apenas 36% das espécies de floresta foram encontradas nesse habitat. Os autores justificaram que espécies especialistas em floresta estão sendo substituídas por espécies adaptadas a habitats perturbados. No estudo de Leidner et al, o aumento da variação temporal e espacial em comunidades de borboletas na paisagem fragmentada foi associada a mudanças na composição da comunidade. Com a fragmentação, ocorreu um aumento na proporção de espécies de borda, com preferência por alta luminosidade, como copas e clareiras, e diminuiu a proporção de espécies especialistas de floresta, que são espécies que preferem sombra e copa fechada. Esses resultados indicam fragmentos remanescentes das áreas interiores da floresta são insubstituíveis para a manutenção de espécies dependentes de floresta.

Uso de borboletas frugívoras como bioindicadores

Por serem conhecidas como bioindicadoras, estudos com borboletas frugívoras em remanescentes de floresta podem fornecer indicativos sobre os impactos da fragmentação e perda de habitat nativo. No presente estudo, os dados de impacto de fragmentação, categoria de habitat e espectro da borda podem indicar a trajetória do fragmento, apontando se há intensificação da fragmentação e qual matriz é mais adequada para a permeabilidade e permanência das espécies.

Em São Luiz do Paraitinga, as espécies de floresta muito densa também apresentaram valores mais altos de FI, além de preferirem o espectro da borda com mais vegetação. Podem, portanto, indicar intensificação da fragmentação e efeito de borda. Além disso, são mais sensíveis à substituição de floresta por matriz de pouca vegetação (por exemplo, pastagem), sendo úteis como indicativo da qualidade da matriz, visto que matriz aberta pode ser inóspita para outros grupos, dificultando a dispersão entre fragmentos.

Em Alfenas, as espécies *Pharneuptychia pharella* e *Carminda griseldis* apresentaram os valores mais elevados de FI (0,6519 e 0,8024, respectivamente). A

primeira é uma espécie florestal, a segunda é uma espécie de matriz densa que ocupa o espectro da borda mais próximo da floresta, que apresenta cobertura de solo menor que o entorno. Ambas têm preferência por habitat com características florestais ou com maior densidade vegetativa. Dados populacionais dessas espécies, juntamente com qualificação e quantificação de características da paisagem e preferência por habitat, como é o caso deste estudo, podem ser usados para indicar esparsamento na vegetação da floresta e da matriz, que ocorre, principalmente, quando a paisagem nativa ou a matriz com plantio agrícola de vegetação mais densa é substituída por pastagem.

Espécies com valores baixos de FI e sensibilidade a borda também podem ser usadas como bioindicadoras da fragmentação, pois são espécies bem adaptadas ao processo de substituição de florestas. Em São Luiz do Paraitinga, as espécies *Forsterinaria quantius* e *Memphis orere*, por exemplo, apresentaram os menores valores de FI e baixa sensibilidade a intensidade da borda, o que indica que, com a fragmentação, sofreram menor perda populacional e são capazes de ocupar mais do habitat. A primeira é uma espécie de floresta e a segunda de matriz, e ambas ocupam os dois lados da borda, ou seja, não há preferência quanto a densidade da vegetação em comparação com o entorno. Em Alfenas, as espécies com menores valores de FI são espécies generalistas. As duas espécies com menor valor de FI também apresentaram valores baixos de sensibilidade à influência da borda: *Hamadryas februa* e *Eryphanis reevesii*, com FI respectivo de 0,1358 e 0,2463 e sensibilidade a influência da borda, respectivamente, 0,2785 e 0,3893. Essas espécies generalistas com baixa perda da população são "vencedoras", bem adaptadas ao processo de fragmentação. Sua abundância no habitat fragmentado pode ser um indicativo de intensificação da perda florestal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. advance online publication, 29 jun. 2016.

BOBO, K. S. et al. From Forest to Farmland: Butterfly Diversity and Habitat Associations Along a Gradient of Forest Conversion in Southwestern Cameroon. **Journal of Insect Conservation**, v. 10, n. 1, p. 29–42, 1 mar. 2006.

BRITO, M. M. et al. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. **Journal of Insect Conservation**, v. 18, n. 4, p. 547–560, 1 ago. 2014.

BROWN, K. S.; FREITAS, A. V. L. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 934–956, 2000.

CEMBRANELLI, F.; FISCH, S. T. V.; CARVALHO, C. P. D. Exploração sustentável da palmeira *Euterpe edulis* Mart. no Bioma Mata Atlântica, Vale do Paraíba - SP. **Ceres**, v. 56, n. 3, 22 abr. 2015.

DESOUZA, O.; BROWN, V. Effects of fragmentation on Amazonian termite communities. **Journal of Tropical Ecology - J TROP ECOL**, v. 10, 1 maio 1994.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, n. 4, p. 507–514, 2008.

FILGUEIRAS, B. K. C. et al. Compensatory dynamics on the community structure of fruit-feeding butterflies across hyper-fragmented Atlantic forest habitats. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 276–284, 1 mar. 2019.

FORMAN, R. T.; FORMAN, R. T. T.; FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. [s.l.] Cambridge University Press, 1995.

HADDAD, N. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. e1500052, 20 mar. 2015.

JR, B. Geologic, evolutionary and ecological bases of the diversification of Neotropical butterflies: Implications for conservation. **Tropical rainforests: Past, Present and Future**, p. 166–201, 1 jan. 2005.

JR, K.; FREITAS, A. Butterfly Communities of Urban Forest Fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, Instability, Environmental Correlates, and Conservation. **Journal of Insect Conservation**, v. 6, 1 dez. 2002.

KÖPPEN, W. **Climatologia**; com un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Economica, 1948. 478 p

LEFEBVRE, V., PFEIFER, M. & EWERS, R. M. BioFrag | Edge response—The BioFrag software. <https://github.com/Verol/BioFrag>, 2016

LEIDNER, A.; HADDAD, N.; LOVEJOY, T. Does Tropical Forest Fragmentation Increase Long-Term Variability of Butterfly Communities? **PloS one**, v. 5, p. e9534, 10 mar. 2010.

LEIDNER, A.; HADDAD, N.; LOVEJOY, T. Does Tropical Forest Fragmentation Increase Long-Term Variability of Butterfly Communities? **PloS one**, v. 5, p. e9534, 10 mar. 2010.

LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287–296, 2011.

MARTINS, M. L. Plantar, pasturar e fiar na Vila Formosa de Alfenas, MG: décadas de 1850-1890. **Estudos Econômicos (São Paulo)**, v. 43, n. 2, p. 397–429, jun. 2013.

MARTINY, J.; DAILY, G.; EHRLICH, P. Use of fruit bait traps for monitoring of butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). **Revista de Biologia Tropical**, v. 46, p. 697–704, 1 set. 1998.

MCKINNEY, M.; LOCKWOOD, J. Biotic Homogenization: A Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, p. 450–453, 1 dez. 1999.

MELLO, T. F. DE. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga**. text—[s.l.] Universidade de São Paulo, 26 fev. 2010.

MICHALSKI, F.; NORRIS, D.; PERES, C. No Return from Biodiversity Loss. **Science (New York, N.Y.)**, v. 329, p. 1282, 10 set. 2010.

MONTEIRO DE BRITO, M. et al. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: Variation of seasonality between habitat specialists. **Journal of Insect Conservation**, v. 18, 1 ago. 2014.

OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 12, p. 2027–2039, 2006.

OLIVEIRA, M. et al. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. **Revista Ceres**, v. 61, p. 800–807, 1 dez. 2014.

PETRONE, Pasquale. A região de São Luis do Paraitinga: (Estudo de geografia humana). **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 239-336, 1959

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, 1 nov. 2017.

PINTO, L. et al. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: [s.l: s.n.]. p. 91–118.

RIBEIRO, D. B. et al. The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. **Biodiversity and Conservation**, 7 jan. 2012.

RIBEIRO, D. B. A guilda de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada no Alto Paraiba-SP. 2006.

ROSS, J. L. S. **Ecogeografia do Brasil: subsídios para planejamento ambiental**. [s.l.] Oficina de Textos, 2006.

SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.

SOUSA, D. G. DE; MINCATO, R. L.; KAWAKUBO, F. S. Análise Multitemporal do Uso da Terra Utilizando Imagens Landsat-5 TM da Região de Alfenas, Sul de Minas Gerais, Visando a Conservação de Fragmentos Florestais (Multitemporal Analysis of Land Use and Vegetation Cover in the Region of Alfenas, South...). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 5, p. 1482–1492, 2015.

TABARELLI, M.; PERES, C.; MELO, F. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, 1 out. 2012.

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A.P.B.W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. Rio Branco: Embrapa Acre. 21p. (Embrapa Acre. Documentos, 57). 2000

UEHARA-PRADO, M.; JR, K.; FREITAS, A. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: Comparison between a fragmented and a continuous landscape. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 43–54, 15 dez. 2006.

UEHARA-PRADO, M.; RIBEIRO, D. Borboletas em Floresta Atlântica: métodos de amostragem e inventário de espécies na Serra do Itapeti. In: [s.l: s.n.]. p. 167–186.

VETTER, D. et al. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 1–8, 2011.

CAPÍTULO 2
ANÁLISE DE SENSIBILIDADE À BORDA EM PEQUENOS MAMÍFEROS EM
FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA

INTRODUÇÃO

O extenso processo de fragmentação na Mata Atlântica, de origem antrópica, tem aumentado progressivamente o domínio da borda nos habitats (Ribeiro et al,

2009). A borda pode ocupar áreas extensas do fragmento, e limitar a capacidade de algumas espécies em persistir nessas áreas de transição (Harrison e Leite, 2019). Por apresentarem condições abióticas distintas do núcleo, como maior temperatura e velocidade do vento e menor umidade (Fahrig, 2003), a borda afeta a diversidade vegetal e composição da comunidade (Harper et al, 2005). Além disso, pode reduzir a qualidade do habitat e a conectividade funcional entre os fragmentos remanescentes (Banks-Leite et al, 2010). Essas condições podem causar uma reação negativa alguns mamíferos, cuja sobrevivência depende de condições encontradas apenas no interior da floresta, onde o efeito de borda é inexistente ou atenuado (Fonseca & Robinson, 1990; Passamani, 2003)

Os remanescentes de floresta são cercados por uma matriz heterogênea, que constituem um mosaico complexo formado por diversos tipos de cobertura de solo, e diferem em sua resistência ao movimento dos indivíduos entre os fragmentos (Ricketts, 2001; Cook et al, 2002; Murphy e Lovett-Doust, 2004). O isolamento dos habitats nativos, portanto, pode depender do tipo de vegetação que constitui matriz intermediária, podendo ser mais ou menos efetivamente isolados do que apenas a distância indicaria (Ricketts, 2001). A capacidade de uso da matriz pelas espécies que ocupam a paisagem fragmentada é, portanto, um atributo fundamental para a manutenção das espécies nos remanescentes de floresta (De Castro e Fernandez, 2004; Henle et al, 2004) pois pode complementar a efetividade de corredores (Hudgens & Haddad, 2003), facilitar ou oferecer resistência ao deslocamento de diferentes espécies entre os fragmentos (Baum et al, 2004).

A modificação das florestas por ações antrópicas está ocorrendo de forma desordenada e acelerada na região dos trópicos (Umetsu, 2005). No bioma Mata Atlântica restam apenas 7,9% da extensão original, e é, atualmente, o bioma da região neotropical mais ameaçado e devastado (Ribeiro et al, 2009). A maior parte da floresta que ainda resta está distribuída em pequenos fragmentos de floresta secundária (Metzger, 2000; Fonseca et al, 2005; Ribeiro et al, 2009). Esse processo de substituição de habitat nativo coloca em risco a mastofauna da Mata Atlântica, que é bastante rica e apresenta elevado grau de endemismo (Pardini e Trajano, 2001; Pinto et al, 2006).

A perda de espécies florestais de pequenos mamíferos pode levar à consequências negativas para o funcionamento ecossistêmico e para ações de conservação que visem a regeneração da floresta e restauração da paisagem

(Umetsu, 2005), pois os mesmos desempenham um papel importante para o funcionamento florestal, podendo atuar como dispersores de sementes, esporos e fungos micorrizos (Wilson, 1993; Janos et al, 1995; Bertolino et al, 2015), e ajudar na polinização (Dickman, 1999). Um declínio na população de pequenos mamíferos poderia levar a um desequilíbrio na cadeia trófica, pois a maioria deles é presa para uma ampla gama de predadores, e muitas espécies são predadores eficientes (Bertolino et al, 2015; Dickman, 1999). Por responderem à perturbações no habitat e contaminantes ambientais, podem ainda atuar como bioindicadores de perturbação na paisagem, do manejo florestal sustentável e toxicidade ambiental (Pardini, 2004; Pearce e Venier, 2005; Gaio, 2011; Bertolino et al, 2015).

Tendo em vista o atual cenário da Mata Atlântica, é de extrema necessidade avaliar os impactos da fragmentação do habitat nas biotas das florestas tropicais (Laurance, 1994) a fim de desenvolver ações de conservação que visem garantir a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos. No entanto, o número de espécies que desaparecerão de um fragmento florestal - e a taxa de perda de espécies - permanecem pouco compreendidos (Gibson et al, 2013). Esse entendimento sobre como as espécies respondem a fragmentação e quais são os padrões de sensibilidade às mudanças do habitat podem fornecer uma base poderosa para o planejamento e manejo da conservação (Vetter et al, 2011).

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo avaliar como pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica respondem ao efeito de borda, com base em preferências das espécies por habitat, espectro de borda e densidade da vegetação. Com isso, será possível determinar o quão sensível as espécies são às mudanças de habitat, e a proporção de indivíduos perdidos em decorrência da fragmentação.

METODOLOGIA

Área de estudo

As amostragens dos pequenos mamíferos foram realizadas no município de São Luiz do Paraitinga.

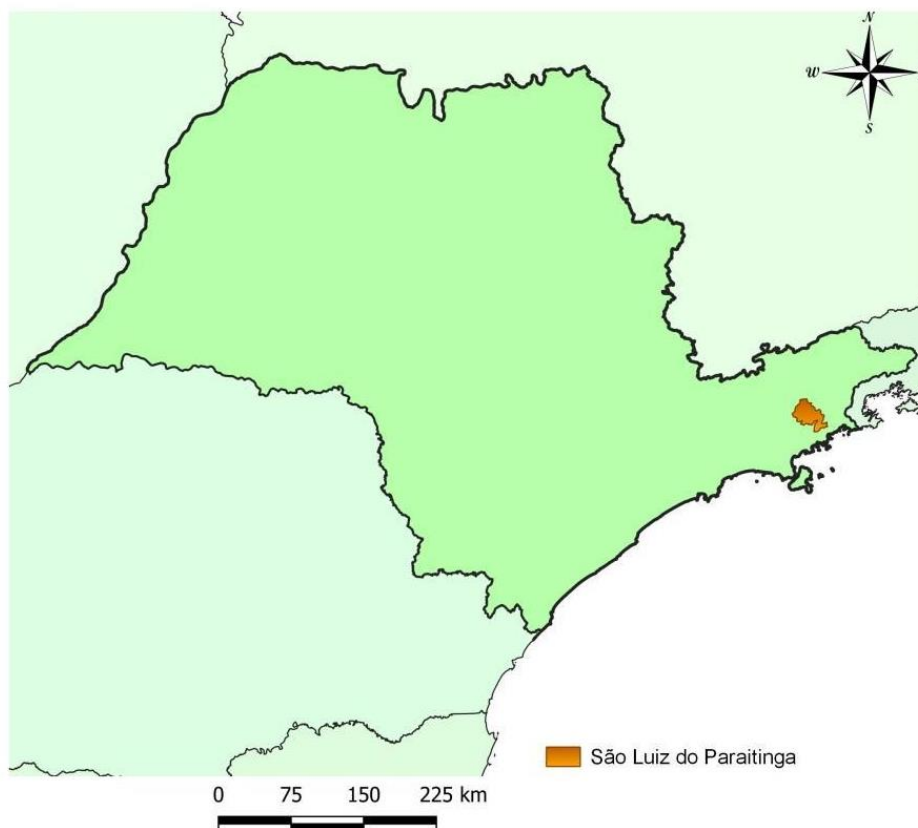


Figura 1: Localização do município de São Luiz do Paraitinga.

Amostragem

A amostragem de mamíferos foi realizada conforme descrito em Paise, 2010. As coletas ocorreram durante a estação quente e chuvosa, entre novembro de 2006 e fevereiro de 2007, com 10 dias consecutivos de captura a cada mês. Ocorreram em seis sítios de amostragem, compostos por um fragmento florestal e matriz de pasto do entorno. Os fragmentos eram pequenos, com tamanhos variando entre 12,5ha e 126,9ha, distando de 1 e 15 km entre si. As armadilhas colocadas no interior do fragmento foram posicionadas a 100m da borda em direção ao interior do fragmento. Nos fragmentos sem rio, essas armadilhas ainda foram posicionadas com uma distância de no mínimo 100m das armadilhas das florestas com rio. Na borda, as armadilhas foram colocadas a uma distância de 5m da borda em direção ao interior do fragmento, e na matriz, as armadilhas foram colocadas a uma distância de 100m da borda do fragmento mais próximo. Além disso, nas matrizes de pasto com rio as armadilhas foram posicionadas a pelo menos 100m das armadilhas da matriz sem rio. Para cada sítio amostrado, a distância mínima entre as armadilhas foi de 100m.

Análise dos dados

Para classificação de uso e cobertura do solo, obtive uma imagem Landsat 5, sensor TM, do dia 14/02/2007, e ortorretifiquei tendo como base uma imagem Landsat 8. Ambas as imagens foram obtidas junto ao banco de imagens do Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>)

Os pontos de treinamento foram coletados usando o software QGIS 3.4, de acordo com o espectro da vegetação, sendo 0: solo exposto, e pastagem, 50: agricultura e 100: floresta. A imagem foi classificada usando a classificação de árvore de regressão do Google Engine, a partir do script disponível em <https://developers.google.com/earth-engine/classification>. A plataforma do Google Engine pode ser acessada em: <https://code.earthengine.google.com/>

Os demais processos foram realizados no software BioFrag Edge Response, conforme descrito no Capítulo 1 desse trabalho.

RESULTADOS

Tabela 1. Dados de categoria, habitat, preferência pelo espectro de influência da borda, Impacto da fragmentação e sensibilidade à influência de borda para cada espécie amostrada.

Espécie	Categoria	Habitat	EI Pref	FI	Sensibilidade a EI
<i>Calomys tener</i>	Borda florestal	MatrizvDs	Borda T3 lowside	0.4395	0.4746
<i>Akodon montensis</i>	Borda matricial	Floresta	Borda T3 overflow	0.4918	0.4985
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	Borda matricial	Floresta	Borda T3 overflow	0.5473	0.5007
<i>Necomys lasiurus</i>	Borda florestal	MatrizDs	Borda T2 lowside	0.5751	0.5961
<i>Monodelphis americana</i>	Borda matricial	MatrizSp	Borda T3 lowside	0.5842	0.4879
<i>Bibimys labiosus</i>	Borda florestal	MatrizvDs	Borda T3 lowside	0.6323	0.4713
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	Borda florestal	Floresta	Borda T1 overflow	0.6407	0.6282
<i>Didelphis aurita</i>	Borda matricial	MatrizvDs	Borda T3 lowside	0.6715	0.6757
<i>Thaptomys nigrita</i>	Borda matricial	MatrizvDs	Borda T3 lowside	0.6880	0.8127
<i>Cryptonanus agricolai</i>	Borda matricial	Floresta Sp	Borda T1 highside	0.7429	0.6329
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	Borda florestal	Floresta	Borda T1 overflow	0.7787	0.5724
<i>Monodelphis sorex</i>	Borda matricial	MatrizvDs	Borda T3 lowside	0.7839	0.8521
<i>Monodelphis scalops</i>	Borda florestal	MatrizvDs	Borda T2 lowside	0.7910	0.5919
<i>Juliomys pictipes</i>	Borda matricial	Floresta	Borda T2 overflow	0.8075	0.6866
<i>Phyllomys nigrispinus</i>	Borda matricial	Floresta vDs	Borda T2 highside	0.8198	0.8121
<i>Holochilus brasiliensis</i>	Borda matricial	MatrizvDs	Borda T3 lowside	0.8345	0.8544

<i>Caluromys philander</i>	Borda florestal	Floresta Ds	Borda T1 highside	0.8472	0.7786
<i>Blarinomys breviceps</i>	Borda florestal	MatrizvDs	Borda T2 lowside	0.8489	0.6397
<i>Monodelphis macae</i>	Borda florestal	Floresta	Borda T1 overflow	0.8692	0.7368
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	Borda matricial	MatrizvDs	Borda T2 lowside	0.8998	0.6040

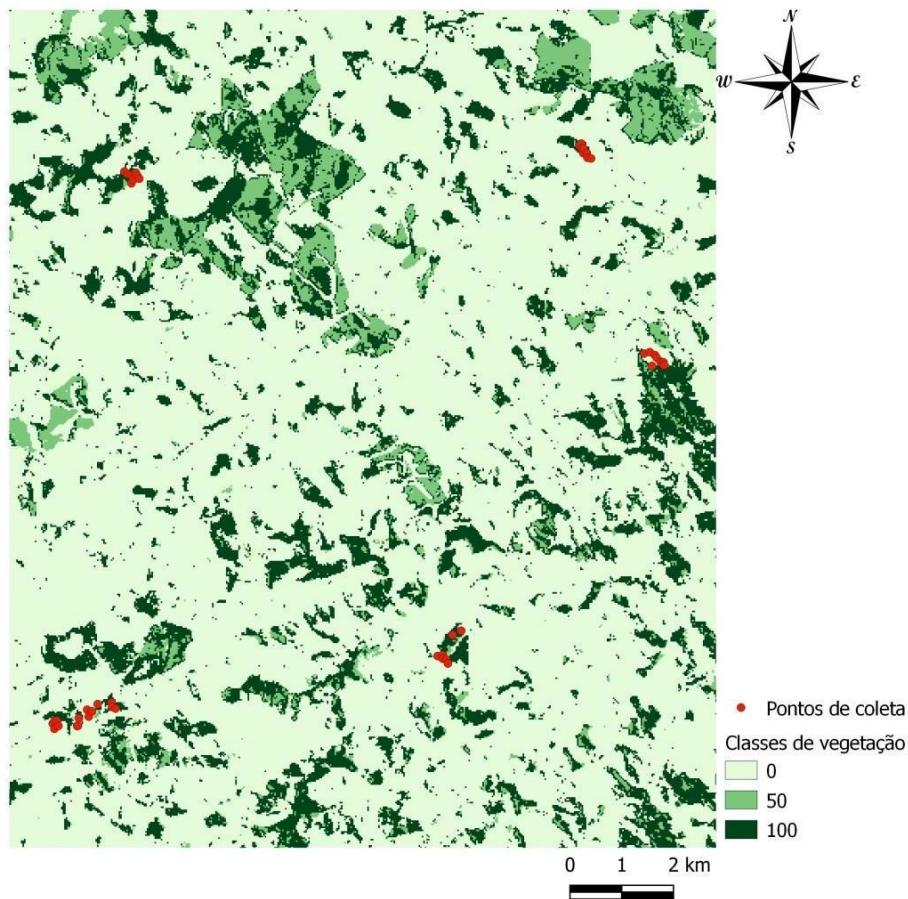


Figura 2: Classificação da área de estudo de São Luiz do Paraitinga.

O mapa da Figura 2 representa a classificação do uso e cobertura do solo da área de estudo. Predominantemente, os fragmentos em que foram feitas as amostragens são circundados por matriz de pastagem e solo exposto. Essa classe de uso e cobertura do solo é dominante na paisagem.

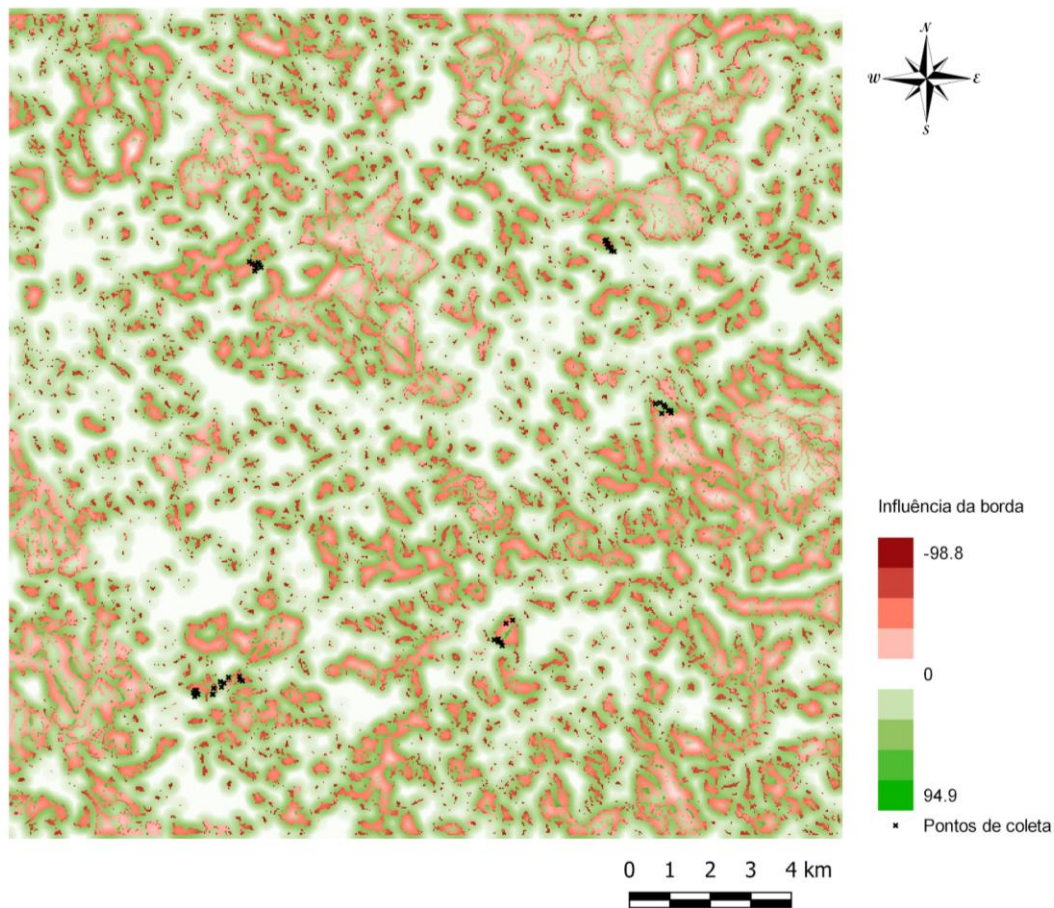


Figura 3: Mapa da influência da borda.

O mapa da Figura 6 a influência da borda, em que os valores podem variar entre -100 e 100. Influência da borda negativa, mais próxima a -100, corresponde aos valores de cobertura da terra "altos", por exemplo, floresta. Valores mais próximos de 100 correspondem a cobertura de solo baixa, por exemplo, pastagens. Quando o valor de influência de borda é 0, significa que não há efeito de borda. Para a área de estudo, os valores de influência da borda variaram entre 98.8 e 94.9. O valor da profundidade da borda (DEI) foi estabelecido em 250 metros.

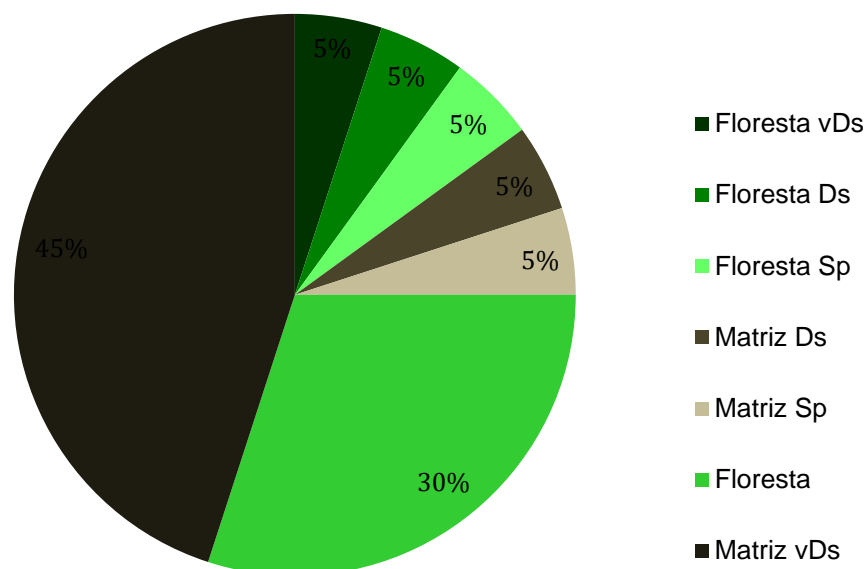


Figura 4: Parte do espectro de cobertura do solo preferido pelas espécies. Sp = esparso, Ds = Denso e vDs = Muito denso

Os resultados da Figura 4 apontam a parte do espectro da cobertura do solo preferida pelas espécies analisadas, na matriz ou na floresta. Os resultados obtidos apontam uma preferência das espécies (45%) pela matriz cuja vegetação apresenta uma cobertura mais densa. 30% das espécies preferem a floresta, sem especificidade pela densidade da cobertura vegetativa (densa ou esparsa). As demais espécies se distribuíram de forma equitativa nas demais categorias, sendo 5% em cada uma: matriz esparsa, matriz densa, floresta mais densa, floresta densa e floresta esparsa.

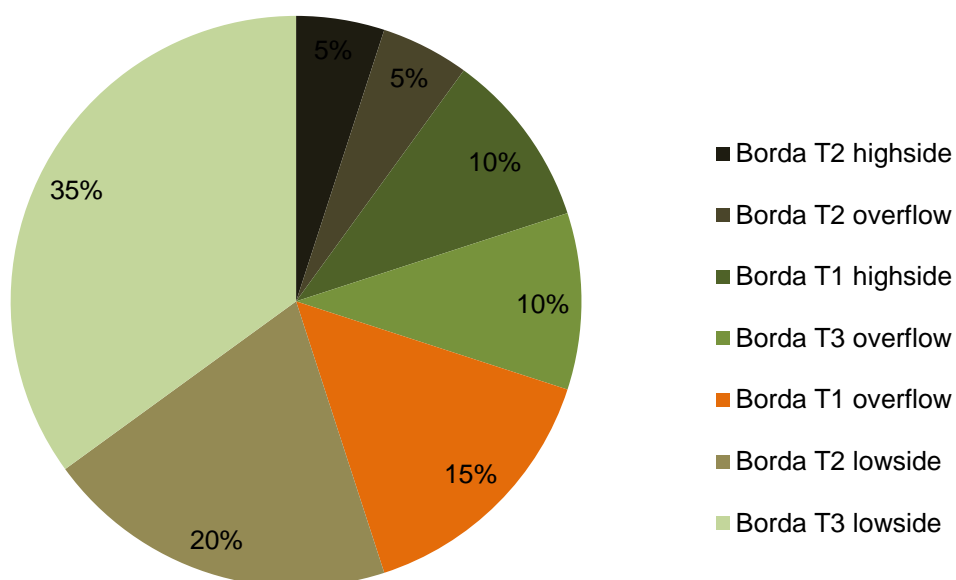


Figura 5: Parte do espectro de influência da borda preferido pelas espécies.

Com relação à preferência pelo espectro de influência da borda, representada na Figura 5, todas as espécies analisadas são espécies de borda. Destas, 35% são espécies encontradas próximas das bordas principais, com cobertura do solo menor que o ambiente. 20% das espécies apresentam preferência por bordas abruptas, com menos cobertura vegetativa. 15% das espécies preferem manchas pequenas de fragmento, e estão presentes nos dois lados da borda. A mesma quantidade de espécies (10%) foi encontrada para as respostas “Borda T1 highside”, que são espécies que buscam pequenas manchas com cobertura vegetativa mais alta que os arredores, e “Borda T3 overflow”, encontradas próximas das bordas principais em ambos os lados da borda. Apenas 5% das espécies apresentaram a resposta “Borda T2 overflow”, que indica preferência por ambos os lados de bordas abruptas.

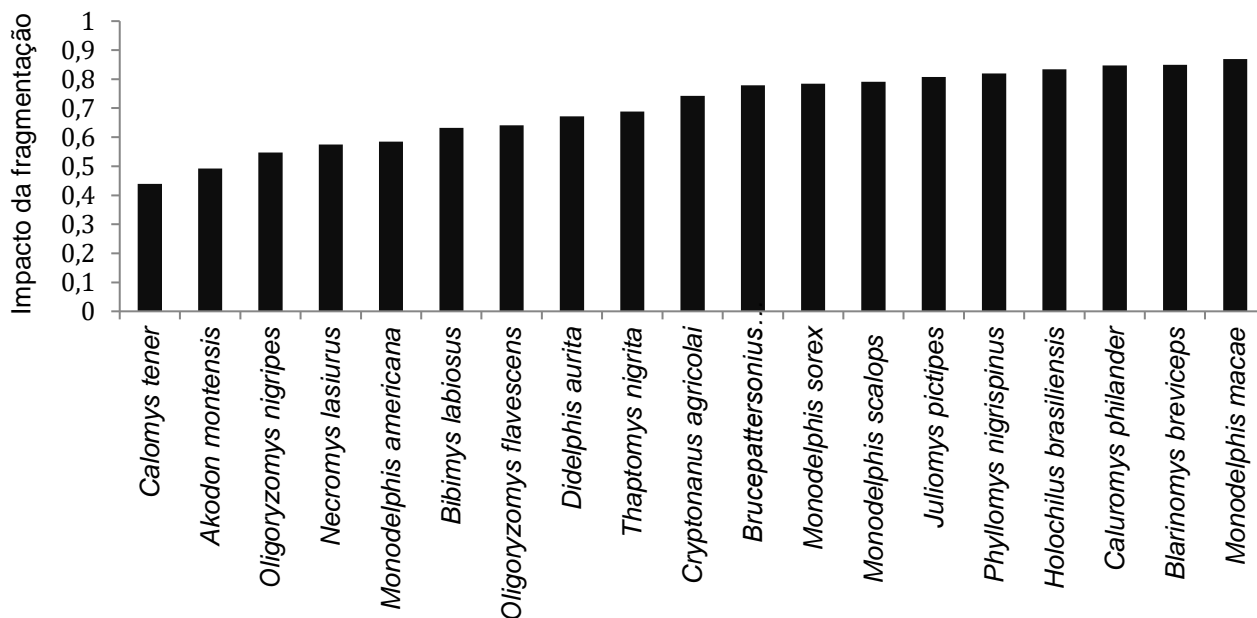


Figura 6: Impacto da fragmentação.

Os resultados representados na Figura 6 apontam que as espécies estudadas são, de forma geral, profundamente influenciadas pela fragmentação do habitat. O valor mais alto encontrado foi para a espécie *Gracilinanus microtarsus*, um pequeno marsupial da família Didelphidae conhecido popularmente como catita, guaiquica ou cuíca. Para essa espécie, a proporção de indivíduos perdidos em decorrência da fragmentação e efeito de borda é de 89%. Além desta, outras seis espécies apresentaram valores superiores a 0,8. Para 90% ou 18 espécies, o impacto da fragmentação é superior a 0,5. Valores abaixo de 0,5 foram encontrados para as espécies *Bibimys labiosus*, *Calomys tener* e *Akodon montensis*, todos da família Cricetidae, e *Monodelphis americana*, da família Didelphidae, com sensibilidade à borda de 0,4713, 0,4746, 0,4985 e 0,4879 respectivamente.

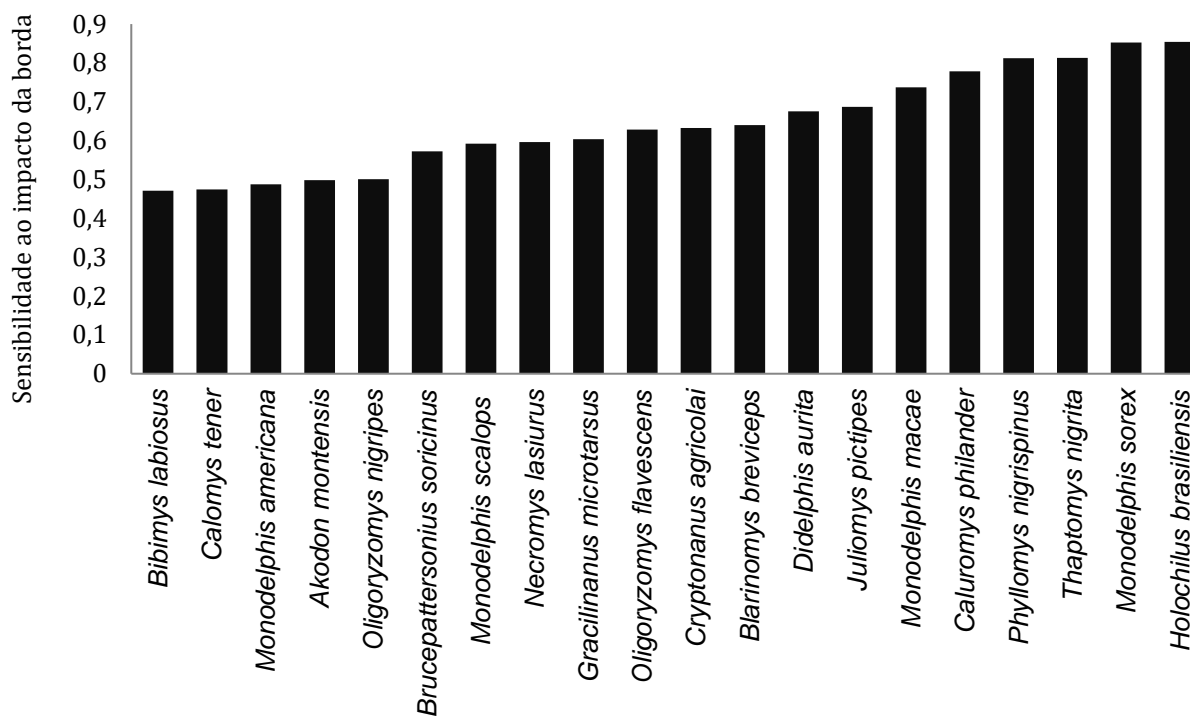


Figura 7: Sensibilidade das espécies à influência de borda.

Os valores de sensibilidade das espécies à influência da borda, representados na Figura 7, variam entre 0 e 1, e indicam a proporção do comprimento da faixa de valores da influência da borda para os quais uma espécie é abundante. Esse valor aponta a proporção de indivíduos perdidos no espectro da influência da borda, para todos os valores de cobertura do solo e é independente da paisagem. Valores menores de *EI* indicam que a espécie pode ocupar mais de seu habitat. Para os mamíferos amostrados, esse valor variou de 0,471, que corresponde a espécie *Bibimys labiosus*, um pequeno roedor da família Cricetidae, até 0,813, para a espécie *Holochilus brasiliensis*, também da família Cricetidae.

DISCUSSÃO

De acordo com os resultados obtidos, todas as espécies analisadas, tanto as de floresta quanto as de matriz, são espécies de borda. Esse resultado indica que o processo de fragmentação pode ter levado à extinção local populações que não conseguiram sobreviver à borda, e as espécies que restaram estão adaptadas às mudanças na paisagem ou estão em declínio. Esse processo de homogeneização biótica ocorre em habitats florestais que sofreram fragmentação. As espécies de borda

e generalistas, denominadas "vencedoras" substituem as espécies "perdedoras", que são mais sensíveis ao processo de mudanças no uso do solo (McKinney e Lockwood, 1999). Além disso, como os fragmentos estudados são pequenos, podem estar completamente ocupados pela borda, não restando porções do habitat com características do núcleo.

Os resultados mostraram que os pequenos mamíferos utilizaram diferentemente os habitats da paisagem. No entanto, há uma preferência por habitat com maior cobertura de solo. 45% das espécies são florestais, e entre os animais de matriz (que totalizam 55%), 45% são espécies de matriz muito densa. Apenas a espécie *Monodelphis americana* é de matriz esparsa. De acordo com Paise, 2010, por atuarem como barreiras seletivas, habitats abertos e extremamente alterados não são utilizados para deslocamento e/ou reprodução pela maioria das espécies, que utilizam mais frequentemente o interior e a borda do fragmento. O resultado também indica que a vegetação da matriz pode facilitar a permeabilidade e a dispersão das espécies, que nesse caso se deslocam pela matriz quando essa apresenta uma vegetação mais densa. Pardini e colaboradores, 2004, avaliaram a influência da qualidade da matriz e das mudanças no habitat induzidas pelas bordas em populações de pequenos mamíferos em Una, região de Mata Atlântica no nordeste do Brasil. De acordo com os resultados obtidos, foi discutido que matrizes antropogênicas complexas, com aspectos florestais, podem abrigar comunidades de mamíferos tão ricas e abundantes quanto os remanescentes de floresta. O mesmo não ocorre com habitats de pastagens ou campos abertos, que não conseguem manter populações de pequenos mamíferos florestais na Mata Atlântica, sendo esses habitats abertos dominados por espécies de *Oligoryzomys* e *Akodon*.

Com relação ao espectro da borda, 55% apresentaram preferência pela vegetação menor que o entorno, e 30% estão presentes nos dois lados da borda. Esses dados indicam que a fragmentação favoreceu as espécies que se adaptaram à perda de vegetação e à matriz. Como os fragmentos são pequenos, a região de borda próxima ao núcleo (com cobertura mais alta que o entorno) é menos abundante que a borda circundada pela matriz (com menor cobertura de solo que o ambiente).

Os dados de impacto da fragmentação mostram que os mamíferos da área de estudo foram intensamente afetados pela fragmentação, e sofreram grandes perdas na população. Apenas as espécies *Calomys tener* e *Akodon montensis* apresentaram valores menores que 0,5. 35% das espécies perderam uma proporção de indivíduos

superior a 0,8. Não houve um padrão entre o impacto da fragmentação e o tipo de habitat ou o espectro da borda preferido. No entanto, as espécies com menor valor de FI também apresentaram valores menores de sensibilidade da borda, o que indica que são espécies que conseguem ocupar mais do seu habitat, e se adaptarem melhor às mudanças na vegetação. De fato, espécies do gênero *Akodon* conhecidamente ocupam áreas alteradas e abertas (Katz et al 2001, Feliciano et al 2002) e plantações de árvores exóticas (Pardini, 2004). São dominantes em habitats perturbados, abertos ou antropogênicos, e em bordas de fragmentos florestais, sendo menos comuns em florestas intactas (Feliciano et al, 2002; Pardini, 2004).

Outros estudos mostraram que, após a fragmentação, populações de pequenos mamíferos podem sofrer declínio. Resultados obtidos por Umetsu, 2005, em um estudo com pequenos mamíferos em Caucaia do Alto, região de mata atlântica, demonstraram que a maioria das espécies desse grupo conseguem ocupar apenas habitats de vegetação nativa em estágios iniciais de regeneração, e com a fragmentação, sofrem o isolamento populacional nos remanescentes, estando sujeitas a extinções estocásticas em fragmentos pequenos.

Umetsu e colaboradores, 2008, em um estudo realizado no Planalto de Ibiúna, que apresenta vegetação de transição entre a floresta tropical do Atlântico costeira e a floresta semidecídua do Atlântico, investigaram como o poder explicativo dos modelos que descrevem a distribuição de espécies nos remanescentes florestais variam entre as variáveis da estrutura da paisagem que incorporam ou não a qualidade da matriz. Os resultados indicaram que habitats abertos, correspondentes a áreas rurais com prédios e áreas agrícolas, não abrigam populações da maioria das espécies de pequenos mamíferos encontrados nos fragmentos florestais da região. Apenas as espécies *A. montensis* e *O. nigripes* foram encontrados com frequência nos habitats abertos, além de serem amplamente distribuídos nos habitats de florestas e ocuparem todos os outros habitats da matriz.

Todas as espécies com a resposta de preferência pelo espectro de borda "highside", com vegetação mais densa que o entorno, também apresentaram valores elevados de FI e sensibilidade à borda, superiores a 0,7 e 0,6 respectivamente: *Cryptonanus agricolai*, com FI de 0,7429 e sensibilidade a borda de 0,6329; *Caluromys philander*, com FI de 0,8472 e 0,7786 e *Phyllomys nigrispinus*, com FI de 0,8198 e sensibilidade à borda de 0,8121. Esses resultados destacam a sensibilidade de algumas espécies de pequenos mamíferos aos efeitos da fragmentação. Essas

espécies consideram a vegetação aberta como habitat inóspito, e não são capazes de dispersar entre os fragmentos ou ocupar seu entorno quando esses são circundados por esse tipo de cobertura vegetativa.

De um modo geral, os resultados indicam que a fragmentação da Mata Atlântica tem levado ao declínio populações de algumas espécies de pequenos mamíferos. A composição da matriz pode ser um importante fator para a permanência das populações nos remanescentes de floresta. A vegetação esparsa, no entanto, pode dificultar a permeabilidade de algumas espécies pela matriz e dispersão entre os fragmentos. Outras espécies, por outro lado, podem ser favorecidas pelo processo de fragmentação, por se adaptarem bem a diferentes tipos de matriz e por serem capazes de ocupar um habitat modificado com pouca densidade vegetativa. Um crescimento populacional dessas espécies, especialmente *A. montensis* e *O. nigripes* podem indicar intensificação do processo de fragmentação e esparsamento da vegetação da matriz. A boa adaptabilidade à fragmentação e diferentes tipos de matriz por *A. montensis* e *P. nigripes* já foram descritos em outros estudos (Umetsu e Pardini 2006, Puttker et al 1007, Jordao et al 2010), corroborando com os resultados obtidos neste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J.-P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918–926, 2010.

BAUM, K. A. et al. The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676, 2004.

BERNE, T. V. et al. Surgically treated gangrenous or perforated appendicitis. A comparison of aztreonam and clindamycin versus gentamicin and clindamycin. **Annals of Surgery**, v. 205, n. 2, p. 133–137, fev. 1987.

BERTOLINO, S. et al. Good for management, not for conservation: An overview of research, conservation and management of Italian small mammals. **Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy**, v. 26, 1 jan. 2015.

CEMBRANELLI, F.; FISCH, S. T. V.; CARVALHO, C. P. D. Exploração sustentável da palmeira *Euterpe edulis* Mart. no Bioma Mata Atlântica, Vale do Paraíba - SP. **Ceres**, v. 56, n. 3, 22 abr. 2015.

COOK, W. M. et al. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. **Ecology Letters**, v. 5, n. 5, p. 619–623, 2002.

DICKMAN, C. Rodent-ecosystem relationships: a review. In: [s.l: s.n.]. p. 113–133.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FELICIANO, B. R. et al. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, v. 67, n. 5, p. 304–314, 2002.

FONSECA, G.; ROBINSON, J. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265–294, 31 dez. 1990.

GAIO, V. **Pesticides toxicity study using small mammals as bioindicators: comparison between conventional and biological agriculture**. 2011

GIBSON, L. et al. Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation. **Science**, v. 341, n. 6153, p. 1508–1510, 27 set. 2013.

HARPER, K. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, p. 768–782, 31 maio 2005.

HARRISON, M. L. K.; BANKS-LEITE, C. Edge effects on trophic cascades in tropical rainforests. **Conservation Biology**, v. n/a, n. n/a, [s.d.].

HENLE, K. et al. Predictors of Species Sensitivity to Fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 207–251, 1 jan. 2004a.

HENLE, K. et al. Predictors of Species Sensitivity to Fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 207–251, 1 jan. 2004b.

HUDGENS, B.; HADDAD, N. Predicting Which Species Will Benefit from Corridors in Fragmented Landscapes from Population Growth Models. **The American naturalist**, v. 161, p. 808–20, 1 jun. 2003.

JANOS, D.; SAHLEY, C.; EMMONS, L. Rodent Dispersal of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Amazonian Peru. **Ecology**, v. 76, p. 1852–1858, 1 set. 1995.

KATZ, G. et al. Hantavirus pulmonary syndrome in the State of São Paulo, Brazil, 1993-1998. **Vector Borne and Zoonotic Diseases (Larchmont, N.Y.)**, v. 1, n. 3, p. 181–190, 2001.

LAURANCE, W. F. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, v. 69, n. 1, p. 23–32, 1 jan. 1994.

LEFEBVRE, V. **VeroL/BioFrag**. [s.l: s.n.].

MCKINNEY, M.; LOCKWOOD, J. Biotic Homogenization: A Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, p. 450–453, 1 dez. 1999.

MELLO, T. F. DE. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga**. text—[s.l.] Universidade de São Paulo, 26 fev. 2010.

METZGER, J. P. Tree Functional Group Richness and Landscape Structure in a Brazilian Tropical Fragmented Landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1147–1161, 2000.

MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? **Oikos**, v. 105, n. 1, p. 3–14, 2004.

PAISE, G. Efeitos da fragmentação de habitat sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Mata Atlântica no Estado de São Paulo. 2010.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567–2586, 1 dez. 2004.

PARDINI, R.; TRAJANO, E. Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, sul da Bahia: processos e conservação. 2001.

PASSAMANI, M. O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA SERRANA SOBRE A COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS DE SANTA TERESA, ESPÍRITO SANTO. p. 116, [s.d.].

PEARCE, J.; VENIER, L. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 208, p. 153–175, 1 abr. 2005.

PETRONE, Pasquale. A região de São Luis do Paraitinga: (Estudo de geografia humana). **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 239-336, 1959

PFEIFER, M. et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v. 551, 1 nov. 2017.

PINTO, L. et al. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: [s.l.: s.n.]. p. 91–118.

RIBEIRO, M. T.; RAMOS, F. N.; SANTOS, F. A. M. D. Tree structure and richness in an Atlantic Forest fragment: distance from anthropogenic and natural edges. **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1123–1132, dez. 2009.

RICKETTS. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, p. 87, 1 jul. 2001.

UMETSU, F. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica**. Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos—São Paulo: Universidade de São Paulo, 18 nov. 2005.

UMETSU, F.; METZGER, J.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: A test with Atlantic forest small mammals. v. 31, p. 359–370, 1 jun. 2008.

VETTER, D. et al. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 1–8, 2011.

VIVEIROS DE CASTRO, E.; FERNANDEZ, F. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v. 119, p. 73–80, 1 set. 2004.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste trabalho demonstraram que, nos fragmentos de Mata Atlântica, o tipo de cobertura vegetativa da paisagem é um fator importante para as populações locais. Com a intensificação do efeito de borda causado pelo desmatamento, espécies que não se adaptam à heterogeneidade do habitat são perdidas. Não foram encontrados, em nenhum dos grupos, espécies que buscam o núcleo. É possível que, para todos os fragmentos e grupos estudados, o padrão observado tenha sido em consequência do processo de homogeneização biótica.

A sensibilidade das populações aos efeitos da fragmentação é influenciada pela vegetação do entorno. O estudo com borboletas frugívoras demonstrou que há uma preferência por áreas com vegetação mais densa, ainda que de matriz. Essas espécies, no entanto, sofrem uma maior perda populacional em decorrência da fragmentação. De modo similar, os pequenos mamíferos estudados também se refugiam em habitats com maior cobertura vegetativa. No entanto, foram mais afetados pela fragmentação, e suas populações sofreram uma proporção maior de perda de indivíduos.

Os dados obtidos reforçam a importância da matriz para as espécies de habitats fragmentados. De um modo geral, as espécies ocupam ou se dispersam pela matriz quando essa apresenta uma vegetação mais densa, mas poucas espécies, tanto de borboletas frugívoras quanto de pequenos mamíferos, são encontrados em pastagem ou quando não há cobertura.

Essa abordagem pode fornecer boas ferramentas para a biologia da conservação. O monitoramento com grupos que atuam como bioindicadores podem ajudar no planejamento para estabelecer áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Considerar a paisagem como um sistema heterogêneo, composto por um mosaico de diferentes habitats e cobertura vegetativa, pode fornecer resultados mais completos acerca das necessidades das espécies numa determinada área, pois possibilita planejar qual tipo de matriz é mais adequada a fim de se garantir a manutenção da maior diversidade de organismos possível.