

**UNIVERSIDADE DE SOROCABA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO, PESQUISA, EXTENSÃO E INOVAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PROCESSOS TECNOLÓGICOS E  
AMBIENTAIS**

**Marcia Regina das Mercedes**

***SPILOVER (TRANSBORDAMENTO) DE AVES EM PAISAGENS AGRÍCOLAS POR  
MEIO DA METODOLOGIA DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS***

**BIRD SPILLOVER IN AGRICULTURAL LANDSCAPES USING  
STABLE ISOTOPE METHODOLOGY**

**Sorocaba/SP  
2025**

**Marcia Regina das Mercedes**

***SPILLOVER DE AVES EM PAISAGENS AGRÍCOLAS POR  
MEIO DA METODOLOGIA DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS***

Dissertação apresentada à Banca Examinadora do Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Processos Tecnológicos e Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simon Marques

**Sorocaba/SP  
2025**

## Marcia Regina das Mercedes

### Ficha Catalográfica

M525s Mercedes, Marcia Regina das  
Spillover (transbordamento) de aves em paisagens agrícolas por meio da metodologia de isótopos estáveis / Marcia Regina das Mercedes. – 2025.  
65 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simon Marques.  
Dissertação (Mestrado em Processos Tecnológicos e Ambientais) – Universidade de Sorocaba, Sorocaba, SP, 2025.

1. Ecologia agrícola. 2. Aves. 3. Isótopos estáveis. 4. Mata Atlântica. 5. Ecossistemas. I. Marques, Thiago Simon, orient. II. Universidade de Sorocaba. III. Título.

Elaborada por Regina Célia Ferreira Boaventura – CRB-8/6179.


**Marcia Regina das Mercedes**

***SPILLOVER DE AVES EM PAISAGENS AGRÍCOLAS POR  
MEIO DA METODOLOGIA DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS***

Dissertação apresentada à Banca Examinadora do Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais da Universidade de Sorocaba, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Processos Tecnológicos e Ambientais.

Aprovado em: 08/08/2025

**BANCA EXAMINADORA:**

Documento assinado digitalmente  
 **THIAGO SIMON MARQUES**  
Data: 22/09/2025 13:03:22-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


---

**Prof.(o) Dr.(o) Thiago Simon Marques**  
Presidente da banca  
Universidade de Sorocaba UNISO

Assinado de forma digital por  
NOBEL PENTEADO DE FREITAS:06731667838  
Dados: 2025.09.23 20:15:33 -03'00'

---

**Prof.(a) Dr.(o) Nobel Penteado de Freitas**  
Universidade de Sorocaba UNISO

Documento assinado digitalmente  
 **HEITOR ZOCHIO FISCHER**  
Data: 22/09/2025 13:22:13-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

**Prof.(o) Dr.(o) Heitor Zochio Fischer**  
Universidade de Sorocaba UNISO

Dedico (em memória) ao meu pai Raimundo Nonato das Mercedes que com o suor do seu trabalho possibilitou a minha formação e ao meu orientador Prof. Dr. Thiago Simon Marques por compreender minhas dificuldades e sempre encontrar um caminho possível para a minha jornada.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus pais, Esther Nunes de Oliveira e Raimundo Nonato das Mercedes, (em memória) por todo o amor, incentivo e apoio incondicional ao longo desta jornada.

À Universidade de Sorocaba (UNISO), por ter proporcionado os meios para a concretização deste sonho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Processos Tecnológicos Ambientais (PTA) da UNISO, por me acolher com tanto carinho e por ter se tornado um verdadeiro lar acadêmico durante esses anos.

Ao Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA) da UNISO, espaço fundamental para meu crescimento técnico e científico.

Ao Prof. Dr. Thiago Simon Marques, pela orientação.

À Bárbara Protoceвич Pinã, por toda a ajuda e parceria ao longo do caminho.

Ao Prof. Me. Jocimar de Souza, pela valiosa orientação e pela amizade que tanto significou neste processo.

Ao projeto Interface: Relações entre estrutura da paisagem, processos ecológicos, biodiversidade e serviços ecossistêmicos (processo FAPESP 13/23457-6), pelo apoio essencial à realização desta pesquisa.

E, por fim, a todas as pessoas que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a construção deste trabalho. A cada uma delas, minha mais sincera gratidão.

*“Eu não quero acreditar, eu quero conhecer”*  
- Carl Sagan

## RESUMO

A ocupação humana e a exploração intensiva dos recursos naturais têm provocado alterações significativas nos habitats, afetando diretamente a biodiversidade. Apesar disso, em paisagens compostas por fragmentos nativos e áreas agrícolas, muitas espécies podem realizar *spillover*, que é o movimento de organismos entre diferentes tipos de habitat para forrageamento e/ou dispersão. Nesse contexto, compreender as estratégias utilizadas pelas aves para se adaptar a ambientes agrícolas é essencial para a conservação da biodiversidade. Os isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) surgem como ferramentas eficazes para revelar informações tróficas antes obtidas apenas por métodos convencionais, como análise de conteúdo estomacal ou rastreamento. O presente estudo teve como objetivo examinar o *spillover* e caracterizar isotopicamente as comunidades de aves presentes em fragmentos florestais inseridos em uma paisagem agrícola da Mata Atlântica, avaliando como a composição da dieta varia em função do tamanho do fragmento, do tipo de matriz agrícola (café ou pastagem) e das características das espécies, considerando a especificidade no uso do habitat e a dieta insetívora. Foram selecionadas quatro paisagens focais (raio de 3 km, com 11% a 21% de cobertura florestal remanescente), todas com condições abióticas semelhantes e separadas por no mínimo 6 km localizada no sul de Minas Gerais. Em cada paisagem, três fragmentos florestais foram amostrados: pequeno (<10 ha), médio (10–50 ha) e grande (>50 ha), sempre circundados por pastagens e/ou cafezais. As coletas ocorreram no período seco de 2018 (março a maio), antes da colheita do café. Foram capturados 445 indivíduos de 76 espécies, classificados conforme a especificidades do uso de habitat em dependência florestal (DF = dependente florestal, GH = generalista de habitat, EAA = especialista em áreas abertas) e guilda alimentar (IS = insetívoro, NI = não insetívoro). As composições isotópicas foram obtidas por combustão “on-line” e análise em espectrômetro de massas, sendo os dados interpretados por modelos lineares mistos generalizados (GLMMs) com efeitos fixos e aleatórios. Os resultados indicaram que interfaces com café apresentaram maior número de indivíduos capturados (249) em relação às interfaces com pastagens (196), embora o número de espécies tenha sido praticamente igual (57 e 56 espécies, respectivamente). Generalistas de habitat foram predominantes 60% das capturas, seguidos por especialistas em áreas abertas 22% e dependentes florestais 18%. Em relação à dieta, as espécies insetívoras corresponderam a 49,4%, e as não insetívoras a 50,6%. Quando combinadas as categorias de uso de habitat e alimentação, destacaram-se os generalistas de habitat insetívoros (GH/IS) com 58% das capturas, seguidos por dependentes florestais insetívoros (DF/IS) 18%, especialistas em áreas abertas não insetívoros (EAA/NI), 12% especialistas em áreas abertas insetívoros (EAA/IS), 10% e generalistas de habitat não insetívoros (GH/NI), 2%. As análises isotópicas revelaram diferenças claras nas fontes alimentares de plantas de ciclo fotossintético  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$ , para o carbono, e nas análises do nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  as posições tróficas entre os ambientes de pasto e café, são influenciadas por fatores como uso de fertilizantes nitrogenados. Esses resultados destacam a plasticidade alimentar das aves em paisagens agrícolas, evidenciando a importância dos fragmentos florestais para a manutenção das redes tróficas e do fluxo de espécies entre habitats. Contudo, o estudo apresenta limitações, como a restrição temporal das amostras e a ausência de análises sazonais ou de interações tróficas mais complexas. Futuras pesquisas devem ampliar a escala temporal e espacial, incluir diferentes ecossistemas e explorar de forma integrada os efeitos das perturbações antrópicas sobre a dinâmica trófica.

**Palavras-chave:** Pássaros. *Spillover* (transbordamento). Carbono. Nitrogênio. Ecologia.

## ABSTRACT

Human occupation and the intensive exploitation of natural resources have caused significant changes in habitats, directly affecting biodiversity. Despite this, in landscapes composed of native fragments and agricultural areas, many species can engage in spillover, which is the movement of organisms between different habitat types for foraging and/or dispersal. In this context, understanding the strategies birds use to adapt to agricultural environments is essential for biodiversity conservation. Stable isotopes of carbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) and nitrogen ( $\delta^{15}\text{N}$ ) are emerging as effective tools for revealing trophic information previously obtained only through conventional methods, such as stomach content analysis or tracking. This study aimed to examine bird spillover and isotopically characterize the communities present in forest fragments within an agricultural landscape in the Atlantic Forest, assessing how diet composition varies according to fragment size, agricultural matrix type (coffee or pasture), and species characteristics, considering habitat use specificity and insectivorous diet. Four focal landscapes (3 km radius, with 11% to 21% remaining forest cover) were selected, all with similar abiotic conditions and separated by at least 6 km. In each landscape, three forest fragments were sampled: small (<10 ha), medium (10–50 ha), and large (>50 ha), always surrounded by pastures and/or coffee plantations. Collections took place during the dry season of 2018 (March to May), before the coffee harvest. A total of 445 individuals of 76 species were captured and classified according to habitat use specificities into forest dependence (DF = forest dependent, GH = generalist, EAA = open area specialist) and feeding guild (IS = insectivore, NI = non-insectivore). Isotopic compositions were obtained by online combustion and mass spectrometer analysis, and the data were interpreted by generalized linear mixed models (GLMMs) with fixed and random effects. The results indicated that interfaces with coffee had a higher number of captured individuals (249) compared to interfaces with pastures (196), although the number of species was practically equal (57 and 56 species, respectively). Habitat generalists predominated, accounting for 60% of captures, followed by open-area specialists 22% and forest-dependent species 18%. Regarding diet, insectivorous species accounted for 49.4% and non-insectivorous species for 50.6%. When combining habitat use and feeding categories, insectivorous habitat generalists (GH/IS) stood out with 58% of captures, followed by insectivorous forest-dependent species (DF/IS) 18%, non-insectivorous open-area specialists (EAA/NI) 12%, insectivorous open-area specialists (EAA/IS) (10%), and non-insectivorous generalists (GH/NI) 2%. Isotopic analyses revealed clear differences in the food sources of  $\text{C}_3$  and  $\text{C}_4$  photosynthetic cycle plants for carbon, and  $\delta^{15}\text{N}$  analyses revealed that trophic positions between pasture and coffee environments are influenced by factors such as nitrogen fertilizer use. These results highlight the dietary plasticity of birds in agricultural landscapes, highlighting the importance of forest fragments for maintaining food webs and the flow of species between habitats. However, the study has limitations, such as the temporal restriction of the samples and the lack of seasonal analyses or more complex trophic interactions. Future research should broaden the temporal and spatial scale, include different ecosystems, and explore the effects of anthropogenic disturbances on trophic dynamics in an integrated manner.

**Keywords:** Birds. Spillover. Carbon. Nitrogen. Ecology.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** - Áreas de estudo no bioma Mata Atlântica brasileira entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, e localização geográfica das quatro paisagens (raio de 3 km) utilizadas neste estudo ..... 313
- Figura 2** - Desenho experimental de amostragem aplicado para coletar dados de campo. Em cada paisagem focal, três fragmentos florestais de tamanhos diferentes foram amostrados. Para cada fragmento, foram estabelecidos pontos de amostragem em contato com pasto, por um lado, e com café, por outro. Para cada interface (floresta-café e floresta-pastagem) foi colocada uma linha de cinco redes de neblina (~ 60 metros). ..... 32
- Figura 3** -Número de capturas por espécie classificadas conforme o uso do habitat em Generalistas de habitat (GH), especialistas em áreas abertas (EAA), dependentes florestais (DF). Espécies com menos de 4 capturas não foram representadas neste gráfico ..... 42
- Figura 4** - Número de capturas por espécie classificadas conforme a guilda alimentar baseado em critérios adaptados que identificam a contribuição de diferentes itens alimentares na dieta das aves. Assim, houve duas categorias: insetívoros (IS) e não insetívoro (NI). Espécies com menos de 4 capturas não foram representadas neste gráfico ..... 37
- Figura 5** - Representação gráfica quanto ao sentido das capturas das aves saindo ou entrando do fragmento florestal para a matriz de pasto e café e a porcentagem das capturas das aves nas interfaces de café/floresta e floresta/café e no sentido pasto/floresta e floresta/pasto no .fragmento Grande (G)  $\geq 50$  ha..... 44
- Figura 6** - Representação gráfica quanto ao sentido das capturas das aves saindo ou entrando do fragmento florestal para a matriz de pasto e café e a porcentagem das capturas das aves nas interfaces de café/floresta e floresta/café e no sentido pasto/floresta e floresta/pasto no fragmento Médio (M) 10 - 50 ha ..... 44
- Figura 7** - Representação gráfica quanto ao sentido das capturas das aves saindo ou entrando do fragmento florestal para a matriz de pasto e café e a porcentagem das capturas das

aves nas interfaces de café/floresta e floresta/café e no sentido pasto/floresta e floresta/pasto no fragmento Pequeno ( $P \leq 10$  ha) ..... 424

**Figura 8** - Valores dos coeficientes dos componentes 1 e 2 do modelo de mistura em relação a composição isotópica do carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de comunidades de aves em função de hábito alimentar, tipo de matriz, e habitat das espécies ..... 46

**Figura 9** - Composições isotópicas do carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de comunidades de aves em função de hábito alimentar (insetívoro e não-insetívoro), tipo de matriz (café e pastagem), e habitat das espécies (DF = dependente florestal, GH = generalista habitat, e EAA = especialista em áreas abertas), Diamantes representam valores médios ..... 467

**Figura 10** - Valores preditos de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\pm$  intervalo de confiança 95%) estimados pelo modelo misto para comunidades de aves em função de hábito alimentar (insetívoro e não-insetívoro), tipo de matriz (café e pastagem), e habitat das espécies (DF = dependente florestal, GH = generalista habitat, e EAA = especialista em áreas abertas). ..... 50

**Figura 11** - Composições isotópicas do nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) de comunidades de aves em função de hábito alimentar (insetívoro e não-insetívoro), tipo de matriz (café e pastagem), e habitat das espécies (DF = dependente florestal, GH = generalista habitat, e EAA = especialista em áreas abertas). Diamantes representam valores médios ..... 51

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Classificação quanto a quantidade de espécies e indivíduos capturados nas matrizes de pasto e café e nos fragmentos contidos neles classificados pelo tamanho pequeno < 10 há, médio 10-50 há e grande > 50 ha ..... 40
- Tabela 2** - Classificação quanto as três espécies mais abundantes capturadas nas matrizes de pasto e café com seu nome científico e popular, a porcentagem das capturas e a quantidade de indivíduos capturados .....40
- Tabela 3** - Classificação das espécies de acordo com a especificidade do uso de habitat em (DF = dependente florestal, GH = generalista de habitat, e EAA = especialista em áreas abertas .....41
- Tabela 4** - Classificação das espécies conforme a guilda alimentar baseado em critérios adaptados que identificam a contribuição de diferentes itens alimentares na dieta das aves. Assim, houve duas categorias: insetívoros (IS) e não insetívoro (NI)..... 41
- Tabela 5** - Classificação das espécies em conjunto pelo uso de habitat e alimentação assim ficamos com as categorias dependentes florestais insetívoros (DF/IS), especialistas em áreas abertas insetívoros (EAA/IS), especialistas em áreas abertas não insetívoros (EAA/NI), generalistas de habitat insetívoros (GH/IS), e generalistas de habitat não insetívoros (GH/NI)..... 41
- Tabela 6** - Comparação dos cinco modelos candidatos melhor ajustados para explicar a variação na composição isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) em aves. Os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC). São apresentados os graus de liberdade (DF), o logaritmo da verossimilhança (logLik), o valor de AIC, a diferença em relação ao modelo mais bem ajustado ( $\Delta_{\text{AIC}}$ ) e o peso de Akaike (Akaike weight)..... 40
- Tabela 7** - Comparação dos cinco modelos candidatos melhor ajustados para explicar a variação na composição isotópica de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) em aves. Os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC). São apresentados os graus de liberdade (DF), o logaritmo da verossimilhança (logLik),

o valor de AIC, a diferença em relação ao modelo mais bem ajustado ( $\Delta_{AIC}$ ) e o peso de Akaike (Akaike weight)..... 44

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

EAA	Especialista em áreas abertas
GH	Generalista de Habitat
DF	Dependente florestal
IS	Insetívoros
NI	Não insetívoros
DF/IS	Dependente florestal insetívoro
EAA/IS	Especialista em áreas abertas insetívoro
EAA/NI	Especialista em áreas abertas não insetívoro
GH/IS	Generalista de habitat insetívoro
GH/NI	Generalista de habitat não insetívoro
SIA	Análise isotópica estável
AIC	Critério de informação de Akaike

**SUMÁRIO**

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>18</b>
<b>2.1 <i>Spillover</i> em Fragmentos Florestais.....</b>	<b>18</b>
<b>2.2 Ecologia de Aves em Ambientes Naturais e Antrópicos.....</b>	<b>20</b>
<b>2.3 Isótopos Estáveis na Ecologia.....</b>	<b>22</b>
<b>2.4 Impactos da Agricultura nas Redes Tróficas.....</b>	<b>25</b>
<b>3. OBJETIVO .....</b>	<b>29</b>
<b>3.1 Objetivo Geral .....</b>	<b>29</b>
<b>3.2 Objetivos Específicos .....</b>	<b>29</b>
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>30</b>
<b>4.1 Área de Estudo .....</b>	<b>30</b>
<b>4.2 Metodologia de Amostragem.....</b>	<b>31</b>
<b>4.3 Metodologia Laboratorial .....</b>	<b>33</b>
<b>4.4 Forma de Análise dos Resultados .....</b>	<b>34</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>35</b>
<b>5.1 Diversidade de Espécies .....</b>	<b>35</b>
<b>5.2 Composição Isotópica do Carbono.....</b>	<b>39</b>
<b>5.3 Composição Isotópica do Nitrogênio.....</b>	<b>43</b>
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>48</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>50</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>63</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A agricultura, impulsionada pela crescente demanda por alimentos, é a principal causa da destruição de habitats naturais em todo o mundo. A expansão das áreas agrícolas, especialmente de pastagens, reduziu drasticamente a cobertura vegetal natural em diversas regiões do globo (Asner *et al.*, 2004; Foley *et al.*, 2011; Tilman *et al.*, 2011). A Mata Atlântica, um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados do planeta (Rezende *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2009), é um exemplo emblemático dos impactos da agricultura sobre a natureza. A fragmentação dos habitats causada pela expansão de diversas culturas agrícolas (Baptista; Rudel, 2006; Rudorff; Sugawara, 2007) tem levado à perda de biodiversidade e à dificuldade de movimentação de animais (Dirzo; Raven, 2003).

A Mata Atlântica paulista, outrora exuberante, viu sua extensão drasticamente reduzida ao longo dos séculos XIX e XX. Conforme (Victor, Cavalli, Guillaumon & Serra Filho, 2005), cerca de 81,8 % do território paulista era coberto por essa floresta em 1800. No entanto, essa cobertura sofreu um declínio acentuado, restando apenas 13,9 % no século XXI (Kronka *et al.*, 2005). A expansão urbana e agrícola desordenada foi a principal causa dessa devastação, fragmentando a floresta em pequenos remanescentes isolados. Esse processo acarreta consequências diretas, como a perda de habitat e a redução da conectividade entre as áreas remanescentes (Dean, 1997; Victor, 1975; Wade *et al.*, 2003; Wilcove *et al.*, 1986).

A fragmentação florestal exerce um impacto significativo sobre a biodiversidade, ao reduzir tanto o tamanho quanto a qualidade dos habitats disponíveis para as espécies. A intensificação dos impactos antrópicos na paisagem, especialmente pela substituição de ecossistemas naturais por áreas urbanas e por atividades agrossilvipastoris, compromete áreas essenciais de alimentação e abrigo para diversas espécies da fauna. A perda de habitat e a fragmentação figuram entre as principais ameaças à biodiversidade em escala global (Soulé, 1987; Wilcox; Murphy, 1985). Para compreender como as espécies respondem às transformações da paisagem e para subsidiar estratégias eficazes de conservação, é fundamental investigar as interações entre os organismos e as características da matriz que circunda os fragmentos florestais.

A matriz funciona como um filtro ecológico, influenciando o deslocamento das espécies entre os fragmentos e, por consequência, moldando a composição e a dinâmica das comunidades nesses remanescentes. A natureza dessa matriz — seja composta por pastagens, áreas agrícolas ou ambientes urbanos — determina a intensidade dos efeitos de borda e

influencia diretamente a riqueza de espécies nos fragmentos, ao oferecer diferentes recursos, barreiras e condições ambientais (Bender; Fahrig, 2005; Debinski, 2006; Dotta; Verdade, 2007; Laurance, 1990; Sisk *et al.*, 1997).

O movimento de organismos entre habitats naturais e/ou áreas modificadas pelo homem, conhecido como *spillover*, desempenha um papel crucial na dinâmica de muitos ecossistemas. Essa movimentação, impulsionada pela busca por recursos que podem estar espacialmente separados, influencia significativamente as interações entre espécies e os processos ecológicos. Estudos com insetos (Frost *et al.*, 2018; Rand *et al.*, 2006; Tschardtke *et al.*, 2005; 2012), bem como pesquisas com aves (Barros *et al.*, 2019; Boesing *et al.*, 2017; 2018), evidenciam que o *spillover* pode provocar efeitos significativos nas comunidades ecológicas. O deslocamento de organismos entre diferentes habitats possibilita a regulação de populações de pragas e o favorecimento de serviços ecossistêmicos essenciais, como a polinização (Bianchi *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2007; Schneider *et al.*, 2013). Nesse contexto, os habitats naturais desempenham o papel de fontes cruciais de inimigos naturais, que contribuem para o controle biológico de pragas em sistemas agrícolas (Bianchi *et al.*, 2006).

A análise isotópica de tecidos pode fornecer informações sobre a forma como os recursos disponíveis estão sendo utilizados e incorporados pelos indivíduos, intensificando esforços de conservação e manejo da paisagem. Considerando-se que as aves apresentam vantagens sobre outros grupos, principalmente quanto à mobilidade e diversidade de espécies, entende-se que, por isso elas acabam por compor uma parcela significativa dentre aqueles capazes de contribuir com estas interações (Terborg, 1986).

Nesse sentido, a indicação das possíveis fontes alimentares de aves inseridas no contexto da fragmentação pode contribuir para indicar o potencial de resiliência de remanescentes situados em paisagens agrícolas, uma vez que, o consumo de recursos provenientes da mata sugere que estes indivíduos estejam auxiliando nos processos sucessionais.

Para tanto, a aplicação da ferramenta de isótopos estáveis pode fornecer informações capazes de sugerir a forma como a avifauna contribui com a formação das teias alimentares presentes nestes remanescentes (Michener; Lajtha, 2007), facilitando as interpretações ecológicas e reduzindo os esforços de campo e recursos antes exigidos para se chegar a este diagnóstico (Unkovich *et al.*, 2001).

Pelo fato de diferentes tipos de tecidos animais se distinguirem quanto à taxa de reposição de tecido celular, pode-se considerar que eles integrem informações de dieta e de uso

do habitat desses indivíduos em diversas escalas espaciais e temporais (Bearhop *et al.*, 2003; Rubenstein; Hobson, 2004).

A indicação do consumo de itens alimentares provenientes de plantas de ciclo fotossintético C<sub>3</sub> e C<sub>4</sub> pela comunidade de aves pode contribuir na determinação do potencial de resiliência de remanescentes florestais em paisagens agrícolas. Aves insetívoras desempenham um papel crucial no controle biológico de pragas agrícolas, reduzindo significativamente os danos causados por insetos às culturas (Holt; Lawton, 1994). Ao se alimentarem de insetos, essas aves contribuem para o equilíbrio dos ecossistemas agrícolas e podem diminuir a necessidade do uso de pesticidas. Diversos estudos demonstram a eficácia das aves insetívoras na supressão de pragas em sistemas agroflorestais (Greenberg *et al.*, 2000; Van Bael *et al.*, 2008).

A estrutura da paisagem, especialmente a cobertura florestal, influencia diretamente a abundância e a diversidade dessas aves, impactando assim a eficácia do controle biológico (Boesing *et al.*, 2017; Librán-Embú *et al.*, 2017). O planejamento da gestão da paisagem deve considerar a manutenção de habitats que favoreçam a presença de aves insetívoras, garantindo assim a prestação de serviços ecossistêmicos como o controle biológico de pragas entre outros.

O presente estudo teve como objetivo principal verificar o *spillover* (movimento de organismos entre habitats naturais e/ou áreas modificadas pelo homem) das aves entre os ambientes de pasto, café e floresta, caracterizar isotopicamente as comunidades de aves situadas em fragmentos florestais inseridos em uma paisagem agrícola da Mata Atlântica, avaliando como a composição da dieta dessas comunidades varia em função do tamanho do fragmento, do tipo de matriz (pasto ou café) e das características das espécies de aves, em especial a especificidade no uso de habitat e a dieta insetívora.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 *Spillover* em Fragmentos Florestais

O *spillover*, ou transbordamento, na ecologia é definido como movimento de organismos entre diferentes tipos de habitat distintos para forrageamento e/ou dispersão (Blitzer *et al.*, 2012; Tschardtke *et al.*, 2012). Esse processo é fundamental para a conectividade ecológica, pois permite que espécies sobrevivam em paisagens fragmentadas, além de contribuir para a manutenção de serviços ecossistêmicos como polinização e controle biológico de pragas (Bianchi *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2007).

A estrutura da paisagem agrícola é caracterizada por um mosaico de habitats naturais e áreas cultivadas, e exerce uma influência significativa na dinâmica de populações de animais diversos. A capacidade dos animais de se mover entre diferentes habitats é essencial para que obtenham os recursos necessários para sua sobrevivência e reprodução nessas paisagens fragmentadas (Blitzer *et al.*, 2012; Tschardtke *et al.*, 2012).

As variações espaciais e temporais observadas em paisagens fragmentadas, resultantes das práticas agrícolas, exercem influência sobre a conectividade entre os habitats e, por conseguinte, sobre a taxa de *spillover*. Entretanto, a intensificação das atividades agrícolas, aliada à simplificação das paisagens, tende a limitar o *spillover*, o que pode resultar em impactos negativos sobre a biodiversidade (Fahrig, 2007).

A forma como a paisagem está organizada com áreas de habitat natural e áreas cultivadas influencia diretamente a capacidade de movimentação de polinizadores e inimigos naturais (Bianchi *et al.*, 2006; Garibaldi *et al.*, 2011). A heterogeneidade estrutural da paisagem, bem como a conectividade funcional entre os fragmentos, exerce influência significativa sobre a taxa e a distância do *spillover* (Awade; Metzger, 2008). Além disso, as propriedades ecológicas da matriz — elemento dominante da paisagem que circunda e interliga os fragmentos de habitat — podem atuar como filtros ecológicos, modulando a permeabilidade da paisagem e, conseqüentemente, facilitando ou restringindo os fluxos de organismos entre os remanescentes (Bianchi *et al.*, 2006).

Compreender esses processos é essencial para conservar a biodiversidade em paisagens agrícolas de modo que beneficiem tanto a agricultura quanto a conservação da natureza, sendo fundamental para o desenvolvimento de estratégias de manejo que promovam a coexistência entre agricultura e conservação da biodiversidade.

Diversos estudos indicam que atributos da paisagem, como a distância em relação a áreas naturais e a complexidade estrutural das zonas cultivadas, influenciam diretamente a abundância e a diversidade de espécies (Gaigher *et al.*, 2015; Garratt *et al.*, 2017). A movimentação desses organismos entre habitats distintos é um processo essencial para a manutenção de serviços ecossistêmicos.

A estrutura da paisagem — definida pela quantidade, configuração e distribuição espacial de habitats naturais e agrícolas — afeta de forma significativa tanto a taxa quanto a distância do *spillover* (Boesing *et al.*, 2017). A direcionalidade desse fluxo é determinada pela complementaridade e suplementação de recursos entre os diferentes tipos de habitat (Dunning *et al.*, 1992; Tschardtke *et al.*, 2012).

Em sistemas agrícolas, a dinâmica da produção primária, marcada por pulsos temporais de recursos associados ao ciclo fenológico das culturas, exerce forte influência sobre a direção do *spillover* (Siriwardena, 2010). A compreensão dos mecanismos que regem a direcionalidade do *spillover* é, portanto, fundamental para prever os efeitos da fragmentação do habitat sobre a estrutura das comunidades ecológicas e sobre a provisão de serviços ecossistêmicos.

O movimento de animais entre diferentes habitats não é um processo unidirecional. Os animais podem se mover influenciados pela disponibilidade de recursos tanto de áreas naturais para áreas agrícolas quanto no sentido inverso, e isso pode ter grandes consequências para os ecossistemas (Blitzer *et al.*, 2012; Rand; Louda, 2006). Por exemplo, em áreas agrícolas, a variação na disponibilidade de alimentos ao longo do tempo, como a flutuação populacional de presas após a colheita, pode fazer com que predadores busquem outros habitats, alterando o equilíbrio das populações locais (Holt; Hochberg, 2001). Assim, a direção do movimento dos animais, influenciada por fatores como a disponibilidade de recursos e as mudanças no ambiente, desempenha um papel crucial na organização das comunidades ecológicas.

Embora numerosos estudos tenham abordado o movimento de organismos de habitats naturais em direção às áreas agrícolas, ainda há um conhecimento limitado sobre os fluxos na direção oposta (Blitzer *et al.*, 2012). A configuração da paisagem exerce influência significativa sobre os padrões de movimentação dos animais. Fragmentos de menor dimensão tendem a apresentar maior proporção de borda, o que pode resultar na redução da área de habitat de alta qualidade e no aumento da exposição dos organismos a condições ambientais adversas (Ries *et al.*, 2004).

A densidade de bordas em uma paisagem modula a conectividade funcional entre os fragmentos, podendo facilitar o deslocamento de organismos e aumentar a probabilidade de acesso a recursos complementares distribuídos entre diferentes habitats (Boesing *et al.*, 2018). Ademais, a variação no tamanho dos fragmentos pode gerar uma dinâmica de fontes e sumidouros (*source-sink dynamics*), em que fragmentos maiores e mais produtivos funcionam como fontes de dispersantes, enquanto fragmentos menores e menos produtivos atuam como sumidouros (Dunning *et al.*, 1992).

A cobertura de habitat natural também representa um fator determinante na estrutura da paisagem, visto que áreas com maior proporção de cobertura tendem a sustentar maior riqueza e abundância de espécies, além de favorecer os fluxos biológicos entre os fragmentos (Fahrig, 2003; Martensen *et al.*, 2012). Nesse contexto, a composição e a estrutura dessa matriz variam amplamente e determinam sua permeabilidade ecológica. Matrizes de alto contraste em relação aos fragmentos, como áreas agrícolas intensamente manejadas, geralmente apresentam baixa permeabilidade, restringindo o deslocamento da fauna (Stamps *et al.*, 1987). Em contrapartida, matrizes de baixo contraste, como pastagens extensivas ou vegetação secundária em regeneração, tendem a facilitar o movimento dos organismos, promovendo maior conectividade funcional na paisagem (Turner; Gardner, 2015).

A permeabilidade da matriz constitui, portanto, um fator determinante para a manutenção da biodiversidade, influenciando diretamente a capacidade dos organismos de acessar recursos, parceiros reprodutivos e novos habitats (Kupfer *et al.*, 2006). A elucidação dos mecanismos que modulam essa permeabilidade é essencial para o delineamento de estratégias de conservação eficazes. A compreensão dos mecanismos que regulam a direção, a intensidade e os efeitos ecológicos do *spillover* ainda é incipiente, destacando a necessidade de investigações mais integradas que considerem as interações entre organismos, recursos e estruturas espaciais. Avançar nesse entendimento é fundamental para subsidiar estratégias de manejo e conservação mais eficazes em paisagens antrópicas

## **2.2 Ecologia de Aves em Ambientes Naturais e Antrópicos**

As aves desempenham um papel fundamental nos ecossistemas, ocupando diversos habitats e níveis tróficos, o que reflete sua elevada diversidade (Rosário; Marterer, 1991). Este grupo constitui o conjunto de vertebrados mais bem conhecido e estudado na atualidade. Estima-se que aproximadamente 99% das espécies de aves sejam conhecidas, fato atribuído,

principalmente, ao seu hábito predominantemente diurno e à sua conspicuidade, tanto visual quanto auditiva (Berndt, 1992).

As comunidades de aves têm sido amplamente utilizadas como ferramentas eficientes para a avaliação da qualidade ambiental, justamente por pertencerem a um grupo taxonomicamente bem documentado (Daniels *et al.*, 1991; Hilty; Merelender, 2000; Robbins, 19790). De acordo com Berndt (1992), sua sensibilidade a alterações físicas no ambiente torna as aves excelentes bioindicadores. Além disso, sua alta mobilidade permite respostas rápidas a mudanças ambientais em escalas espaciais e temporais variadas (Gaese-Böhning *et al.*, 1994). Nesse contexto, Matarazzo-Neuberger (1994) ressalta que as aves tendem a ser mais sensíveis e vulneráveis às alterações ambientais do que outros grupos de vertebrados, o que reforça seu valor como indicadores ecológicos em estudos de monitoramento e conservação.

As alterações na vegetação podem tornar o ambiente natural impróprio para abrigar aves que exigem condições específicas para sobreviver (Donatelli *et al.*, 2004). Sendo assim, o conhecimento das exigências ecológicas de muitas famílias, gêneros e espécies de aves pode ser suficiente para indicar as condições ambientais as quais são sensíveis em diversas situações (Donatelli *et al.*, 2004).

Considerando que as aves apresentam vantagens sobre outros grupos, principalmente quanto à mobilidade e diversidade de espécies, entende-se que, por isso elas acabam por compor uma parcela significativa dentre aqueles capazes de contribuir com interações nos processos ecológicos do ambiente em que estão inseridas (Terborg, 1986).

A diversidade ambiental do Estado de São Paulo, marcada por variações de relevo e tipos de vegetação, contribuiu para o surgimento de uma notável riqueza de espécies de aves. O estado é o 6º com maior número de aves registradas no Brasil com 813 espécies registradas (CBRO, 2006; Silva; Aleixo, 1996; Wikiaves, 2025). A região da Floresta Atlântica, especialmente entre os Estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, é a área mais bem documentada do ponto de vista ornitológico (MMA, 2014). No entanto, essa região de elevada diversidade biológica está sob constante ameaça, devido a pressões antrópicas como a especulação imobiliária e a ocupação irregular do solo.

O sul de Minas Gerais com seus 150 municípios possui uma avifauna diversificada, com registros que variam de 107 a 287 espécies, dependendo da abrangência e do local estudado. Os dados refletem tanto inventários pontuais como estudos de grande escala integrando múltiplos municípios. (Vasconcelos; D'Angelo Neto, 2002). O estado de Minas

Gerais e o 5º com maior número de espécies de aves no Brasil com 823 espécies registradas (Wikiaves, 2025).

A principal causa do desaparecimento de espécies de aves está relacionada à destruição ou à modificação de seus habitats (Dice, 1930). As contínuas alterações ambientais dificultam a obtenção de dados atualizados sobre os padrões de distribuição da avifauna, comprometendo os esforços de conservação e colocando em risco espécies ameaçadas de extinção e um patrimônio biológico de valor inestimável (Silva; Aleixo, 1996).

As alterações na vegetação, sejam elas naturais ou induzidas por atividades humanas, impactam diretamente a estrutura e composição das comunidades de aves, afetando tanto espécies residentes quanto migratórias (Aleixo, 1999). A coexistência das espécies pode ser limitada por fatores como predação e competição, sendo a partilha de recursos um dos principais determinantes da permanência de competidores interespecíficos ao longo do tempo (Ricklefs; Travis, 1980).

Levantamentos da avifauna e análises das guildas tróficas têm sido amplamente utilizados para inferir a complexidade estrutural de habitats e classificá-los conforme seu grau de preservação (Scherer *et al.*, 2005). O conceito de guilda trófica, definido por (Root, 1967), refere-se a grupos de espécies que exploram recursos semelhantes de maneira comparável.

As alterações na estrutura trófica de uma comunidade podem indicar respostas das espécies às mudanças ambientais. Por exemplo, espécies onívoras e insetívoras generalistas, com ampla plasticidade ecológica e alimentar, tendem a se beneficiar em ambientes alterados (Santos, 2004; Willis, 1979). Em contrapartida, espécies especialistas, como as frugívoras que dependem de uma oferta contínua de frutos, ou as insetívoras com exigências específicas de forrageamento, são mais vulneráveis a habitats impactados (Motta-Jr., 1990; Willis, 1979).

A presença ou ausência de determinadas espécies pode refletir diretamente a qualidade ambiental de um local, conferindo às aves um papel importante como bioindicadoras, do ambiente onde ela está inserida (Costa; Castro, 2007). Como aponta Volpato (2003), as características físicas e biológicas do ambiente oferecem oportunidades ecológicas diferenciadas às espécies, sendo aproveitadas de acordo com suas adaptações ecológicas, comportamentais, fisiológicas e morfológicas.

### **2.3 Isótopos Estáveis na Ecologia**

A análise de isótopos estáveis, técnica que emergiu nas décadas de 1950 e 1960 em campos como a geologia e a oceanografia, encontrou um papel fundamental na ecologia

(Hobson; Wassenaar, 1999; Michener; Lajtha, 2007; Peterson; Fry, 1987). As variações nas abundâncias relativas dos isótopos de um elemento em uma amostra são expressas em termos de delta ( $\delta$ ) e podem ser medidas por espectrômetro de massas. Essa técnica permite a comparação entre as composições isotópicas de diferentes materiais, fornecendo informações valiosas sobre processos biológicos e geoquímicos (Martinelli *et al.*, 2009; Michener; Lajtha, 2007; Pereira; Benedito, 2007; Rubenstein; Hobson, 2004).

Isótopos são átomos de um mesmo elemento que se diferenciam pelo número de nêutrons. A estabilidade de um núcleo atômico depende da proporção entre prótons e nêutrons, sendo os isótopos estáveis aqueles com uma proporção que garante a estabilidade do núcleo (Martinelli *et al.*, 2009; Michener; Lajtha, 2007; Pereira; Benedito, 2007).

A análise de isótopos estáveis, uma ferramenta cada vez mais utilizada em ecologia, explora as variações naturais na composição isotópica de elementos como carbono, nitrogênio e enxofre para desvendar diversos processos ecológicos (Hobson; Wassenaar, 1999; Peterson; Fry, 1987), por exemplo, reconstruir teias alimentares, rastrear a origem geográfica de indivíduos e avaliar a ciclagem de nutrientes em ecossistemas (Michener; Lajtha, 2007).

A análise de isótopos estáveis em estudos ornitológicos é relativamente recente em todo o mundo, uma vez que os primeiros estudos foram publicados na década de 1980 (Hobson, 2003). No Brasil, a análise de isótopos estáveis aplicada à ecologia de aves foi utilizada pela primeira vez em meados dos anos 2000. Os estudos pioneiros apareceram por volta de 2005 (Atkinson *et al.*, 2001; Quillfeldt *et al.*, 2008; Bugoni *et al.*, 2008), indicando os primeiros casos de uso dessa metodologia em aves brasileiras. Pelo fato de diferentes tipos de tecidos animais se distinguir quanto à taxa de reposição celular, pode-se considerar que eles representam informações da dieta e do habitat desses indivíduos em diversas escalas espaciais e temporais (Bearhop *et al.*, 2003; Rubenstein; Hobson, 2004).

Quando um animal ingere água ou qualquer outro tipo de alimento, os tecidos do seu corpo absorvem os isótopos neles presentes e assumem um tipo de “assinatura química” proveniente da área geográfica onde o alimento foi obtido. Além disso, alguns tecidos queratinizados, como pelos, penas e garras, são metabolicamente inertes após a formação e, por isso, preservam o registro isotópico da dieta do animal no momento da síntese de tecido (Hobson; Schell, 1998; Kelly, 2000; Robertson, 2004; Zhao; Schell, 2004). Por esse motivo, a composição isotópica da pena revelará a dieta das aves durante o tempo em que a pena se formou e também, refletirá a área geográfica onde a pena se desenvolveu (Robertson, 2004).

A metodologia isotópica gera informações ornitológicas que antes só eram possíveis com abordagens convencionais (análise de conteúdo estomacal, rastreamento com GPS e telemetria, anilhagem, entre outras). Utilizando uma única amostra (pena ou garra) que pode ser coletada por meio de um método minimamente invasivo, os isótopos estáveis possibilitam a obtenção de informações de longo prazo sobre os organismos (Newton, 2004). Essa abordagem tem se mostrado fundamental para o avanço do conhecimento sobre a biologia de aves migratórias, bem como para a formulação de estratégias de conservação mais eficazes.

A intensificação das atividades antrópicas tem contribuído significativamente para a fragmentação dos habitats e a consequente perda de biodiversidade (Fahrig, 2003). Nesse contexto, a análise de isótopos estáveis surge como uma ferramenta poderosa para compreender os efeitos dessas alterações sobre a dieta, o comportamento e os padrões de movimentação dos animais. Ao permitir a identificação das fontes alimentares e dos padrões de forrageamento de diferentes espécies, essa técnica oferece subsídios valiosos para a avaliação dos impactos antropogênicos nos ecossistemas e para o delineamento de ações conservacionistas mais direcionadas e eficientes.

A análise de isótopos estáveis tem se destacado como uma ferramenta poderosa na ecologia da paisagem, contribuindo significativamente para a compreensão dos processos ecológicos em ambientes naturais e antrópicos. Essa abordagem permite identificar áreas-chave de alimentação para diferentes espécies e avaliar os impactos das mudanças no uso da terra sobre a disponibilidade e a utilização dos recursos alimentares (Britain *et al.*, 2012; Maneta; Benedito, 2003). A aplicação dessa técnica à análise de tecidos fornece uma compreensão sobre a forma como os recursos são assimilados pelos organismos, subsidiando estratégias mais eficazes de conservação e manejo voltadas à manutenção dos processos ecológicos e da biodiversidade (Britain *et al.*, 2012).

O  $\delta^{13}\text{C}$  é amplamente utilizado por apresentar variações associadas ao tipo de fotossíntese realizado pelas plantas ( $\text{C}_3$ ,  $\text{C}_4$  ou CAM) e às condições ambientais, permitindo inferências sobre a base alimentar de uma cadeia trófica e a origem dos recursos consumidos pelos organismos (DeNiro; Epstein, 1978; Martinelli *et al.*, 1988). No entanto, o  $\delta^{15}\text{N}$  é especialmente útil para determinar a posição trófica dos indivíduos, uma vez que sua assinatura reflete a fonte de nitrogênio assimilada (Post, 2002). Essas características fazem do  $\delta^{15}\text{N}$  uma ferramenta valiosa para desvendar redes alimentares complexas e rastrear movimentos de organismos entre diferentes habitats.

O nitrogênio, essencial para a síntese de proteínas, é limitado em muitos ecossistemas (White, 1993). Comparativamente, frutas tropicais apresentam cerca de 5% de proteína na massa seca (Bosque; Pacheco, 2000), enquanto invertebrados chegam a 60% (Bell, 1990), sendo assim fontes fundamentais para a maioria das aves tropicais.

Diversos estudos demonstram o potencial das análises isotópicas na investigação de padrões de migração e identificação de áreas para forrageamento de aves (Bairlein *et al.*, 2012; Bearhop *et al.*, 2003; Burton; Koch, 1999; Cherel *et al.*, 2000; Fleming *et al.*, 1993; González-Solís *et al.*, 2011; Hatase *et al.*, 2002; Hirt, 2008; Hobson; Schell, 1998; Janssen *et al.*, 2011; Kelly *et al.*, 2002; Klaassen *et al.*, 2001; Kurle; Worthy, 2002; McCarthy; Waldron, 2000; Navarro *et al.* 2022; Post, 2002; Rubenstein *et al.*, 2002; Weber *et al.*, 2002;). Além de sua aplicação em estudos de dieta e migração de aves, os isótopos estáveis vêm sendo incorporados em pesquisas voltadas à ecologia da paisagem. Essa técnica oferece novas perspectivas para compreender mudanças no consumo de recursos, amplitude de nicho ecológico, movimentação entre diferentes usos e coberturas da terra, bem como interações tróficas em distintos gradientes espaciais e temporais (Chamberlain *et al.*, 2002). Ou seja, ajudam a entender como os animais ou plantas se deslocam ou utilizam diferentes tipos de áreas na paisagem, como florestas, áreas agrícolas, áreas urbanas, entre outras. Eles podem mostrar como esses seres vivos se movimentam entre diferentes usos e coberturas do solo ao longo do tempo e do espaço, ajudando a compreender melhor suas rotas, preferências e interações com o ambiente.

A ampliação do uso da análise isotópica nesse contexto representa uma via essencial para elucidar os mecanismos que sustentam a persistência das espécies em ambientes antrópicos e, conseqüentemente, para o aprimoramento das estratégias de conservação baseadas em evidências científicas.

## **2.4 Impactos da Agricultura nas Redes Tróficas**

A agricultura foi identificada como a maior ameaça global de extinção para as aves (Green *et al.*, 2005). A gestão e a mecanização de terras agrícolas em todo o mundo mudaram drasticamente desde a década de 1960, afetando muitas espécies selvagens que dependem do habitat de terras agrícolas. Embora a área em uso de terras agrícolas tenha se mantido estável ou diminuído nos últimos 50 anos, houve uma mudança de diversos sistemas agrícolas mistos para fazendas maiores que se especializam em produção pecuária ou baseada em safras com um aumento em insumos químicos e redução geral na heterogeneidade da paisagem (Benton *et al.*, 2003).

O cultivo contínuo se tornou generalizado desde a década de 1970 com o aumento da dependência de agroquímicos (Fuller *et al.*, 1995). Outras mudanças incluem perda de habitats naturais (ou seja, margens de campos e pântanos), aumento da mecanização e mudanças no momento das atividades agrícolas. Ou seja, os agricultores passaram a realizar certas tarefas em momentos diferentes do que faziam anteriormente, possivelmente para se adaptar às novas condições, como o uso de máquinas, o clima ou a necessidade de otimizar o trabalho. Essas mudanças nas práticas agrícolas são coletivamente chamadas de intensificação agrícola (Donald *et al.*, 2001). Globalmente, a intensificação agrícola parece coincidir com períodos de grandes declínios das aves – uma ligação que foi bem estabelecida em países europeus (Newton, 2004; Vickery *et al.*, 2001).

Da década de 1960 à década de 1990, os potenciais impulsionadores do declínio ambiental de terras agrícolas mediado pela agricultura com efeitos diretos e indiretos na abundância, reprodução e sobrevivência das aves foram classificadas da seguinte forma: 1) perda e fragmentação de habitat por meio da conversão de terras, 2) operações de corte e colheita, 3) perturbação do pastoreio do gado, 4) toxicidade letal e subletal de pesticidas e 5) mudanças no suprimento de alimentos (Bennett *et al.*, 2019).

Efeitos diretos são aqueles que resultam em mortalidade ou destruição de ovos, filhotes ou adultos, desencadeando reduções no sucesso reprodutivo e sobrevivência. Efeitos indiretos também resultam em mortalidade ou destruição de ovos, filhotes ou adultos, mas ocorrem por meio de uma ou mais ações intermediárias.

As aves de terras agrícolas têm apresentado os declínios populacionais mais acentuados dentre todos os biomas, segundo análises do *North American Breeding Bird Survey* (Murphy, 2003; Sauer *et al.*, 2014). Muitas dessas espécies são sensíveis ao efeito de borda e ao tamanho dos fragmentos de habitat, o que torna pastagens pequenas e isoladas pouco adequadas para a sustentação de comunidades aviárias diversas (Helzer; Jelinski, 1999; Kirk *et al.*, 2011; Vickery *et al.*, 1999).

A conexão entre agricultura e alterações populacionais causadas por mudanças na disponibilidade de alimentos é complexa e difícil de mensurar. Apesar de frequentemente negligenciados em avaliações de risco ecológico, os impactos indiretos de pesticidas — principalmente por meio da redução de presas — podem ser significativos (Boatman *et al.*, 2004; Goulson, 2014). Tais declínios foram associados à diminuição na disponibilidade de insetos, especialmente devido ao uso de herbicidas (Potts, 1986; Southwood; Cross, 1969).

Inseticidas, herbicidas e fertilizantes podem afetar diretamente as comunidades de plantas, alterando a estrutura do habitat e, conseqüentemente, reduzindo as populações de presas disponíveis. Uma meta-análise (Attwood *et al.* 2008) revelou que a riqueza de espécies de artrópodes é maior em áreas de agricultura menos intensiva, com valores máximos encontrados na vegetação nativa. Já os campos com agricultura convencional apresentaram a menor diversidade, o que pode ter implicações nutricionais negativas para aves insetívoras e onívoras.

Práticas agrícolas também podem interromper a emergência e a disponibilidade natural de presas durante períodos críticos, como a estação reprodutiva (Paquette *et al.*, 2013). A redução de presas afeta o comportamento de forrageamento de aves adultas (Stanton *et al.*, 2016; Schifferli *et al.*, 2014; Winkler *et al.*, 2013), impactando, de forma direta ou indireta, a reprodução e a sobrevivência.

A compreensão de como a modificação dos habitats afeta a dieta e a ecologia nutricional é fundamental para a conservação da biodiversidade. No entanto, a investigação da dieta dessas aves é complexa, especialmente com os métodos tradicionais. A análise de isótopos estáveis, por outro lado, oferece uma alternativa eficaz para identificar padrões alimentares, especialmente quando ocorrem mudanças tróficas decorrentes de distúrbios ambientais (Newsome *et al.*, 2007)

Alterações na oferta nutricional do ambiente influenciam a ecofisiologia, o comportamento, a saúde e a aptidão dos indivíduos, afetando as interações ecológicas, a dinâmica populacional e os processos de conservação (Filipiak; Filipiak, 2022; Kaspari, 2021). Tal incompatibilidade entre as demandas metabólicas e a disponibilidade nutricional torna-se especialmente crítica para filhotes, cuja fase de crescimento exige níveis elevados de proteínas (Filipiak; Filipiak, 2022).

Mesmo espécies frugívoras capturam preferencialmente invertebrados para alimentar seus filhotes durante períodos críticos, garantindo desenvolvimento rápido frente à elevada pressão de predação nos ninhos (Izhaki, 1998), com exceções entre algumas espécies granívoras. Além disso, muitas aves da floresta tropical sincronizam sua reprodução com o pico de abundância de insetos (Hau *et al.*, 2000). Dessa forma, é evidente que as atividades agrícolas exercem múltiplas influências sobre as populações de aves, tanto de maneira direta quanto indireta, afetando aspectos comportamentais, ecológicos e fisiológicos.

O uso de abordagens integradas, como a análise trófica e de isótopos estáveis, oferece ferramentas promissoras para avaliar os impactos ambientais e propor medidas que garantam a manutenção da diversidade e funcionalidade das comunidades de aves em paisagens agrícolas.

### 3. OBJETIVO

#### 3.1 Objetivo Geral

O presente estudo teve como objetivo principal examinar o *spillover* e caracterizar isotopicamente as comunidades de aves situadas em fragmentos florestais inseridos em uma paisagem agrícola da Mata Atlântica, avaliando como a composição da dieta dessas comunidades varia em função do tamanho do fragmento, do tipo de matriz (pasto ou café) e das características das espécies de aves, em especial a especificidade no uso de habitat e a dieta insetívora.

#### 3.2 Objetivos Específicos

- Avaliar como o tamanho dos fragmentos florestais (pequeno, médio e grande) influencia a variação nas composições isotópicas ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) de aves em paisagens agrícolas;
- Comparar as composições isotópicas de carbono e nitrogênio entre aves associadas a diferentes tipos de matriz agrícola (café e pasto), investigando o efeito da matriz na dieta e na posição trófica das espécies;
- Analisar a influência da especificidade de habitat das espécies (dependentes florestais - DF, generalistas de habitat - GH, especialista em áreas abertas - EAA) nas composições isotópicas, visando compreender o grau de dependência das aves em relação à vegetação nativa;
- Investigar as diferenças nas composições isotópicas entre grupos de aves com distintas estratégias alimentares (insetívoras - IS e não-insetívoras - NI), relacionando dieta à posição trófica e ao uso da paisagem.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1 Área de Estudo

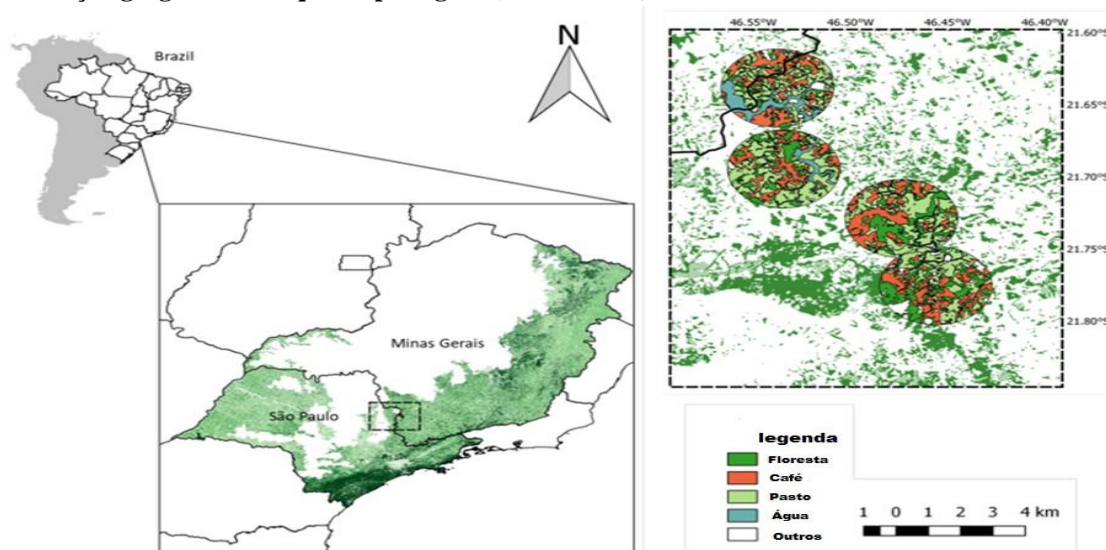
A área de estudo está localizada no limite entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, nos municípios de Poços de Caldas e Botelho, na região conhecida como Sul de Minas, Brasil (Figura 1). O clima na região da área de estudo (município de Poços de Caldas) é considerado subtropical de altitude. Esta região é de grande importância para a produção de café, já que ali é colhido quase um terço de toda a produção brasileira (EMBRAPA, 2020).

Esta região de alta produtividade está inserida no domínio da Mata Atlântica brasileira, um *hotspot* de alta biodiversidade e um bioma extremamente ameaçado (Myers *et al.*, 2000), do qual apenas 28% a 16% de sua cobertura florestal original permanece (Rezende *et al.*, 2018).

Atualmente, a região Sul de Minas é caracterizada como uma paisagem cafeeira agrícola que apresenta um mosaico heterogêneo de manchas de floresta nativa e extensas fazendas de café ao sol, onde a secagem do café, geralmente, é realizada em terreiros expostos ao sol, onde os grãos são espalhados para perder umidade naturalmente. Outros tipos de uso do solo também estão presentes, como pastagens, plantações de eucalipto e assentamentos urbanos, mas em menor proporção.

O Sul de Minas Gerais também é uma região vital para a produção de leite no Brasil, caracterizada por pequenas fazendas familiares que utilizam tecnologias modernas e práticas de manejo eficientes. Como organizações coletivas, desempenham um papel crucial no desenvolvimento dessas fazendas. A importância histórica e econômica da pecuária leiteira na região é significativa. Mesmo com as mudanças na dinâmica da produção de gado no país, o Sul de Minas Gerais mantém sua relevância na pecuária nacional (EMATER, 2022).

**Figura 1 - Áreas de estudo no bioma Mata Atlântica brasileira entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, e localização geográfica das quatro paisagens (raio de 3 km) utilizadas neste estudo**



Fonte: (Talero, 2021).

## 4.2 Metodologia de Amostragem

Quatro paisagens focais de raio de 3 km, variando de 11% a 21% de cobertura florestal remanescente, foram selecionadas (Figura 1), com condições abióticas semelhantes (ou seja, tipo de solo, altitude) e pelo menos 6 km de distância do centroide uma da outra, para evitar sobreposição espacial.

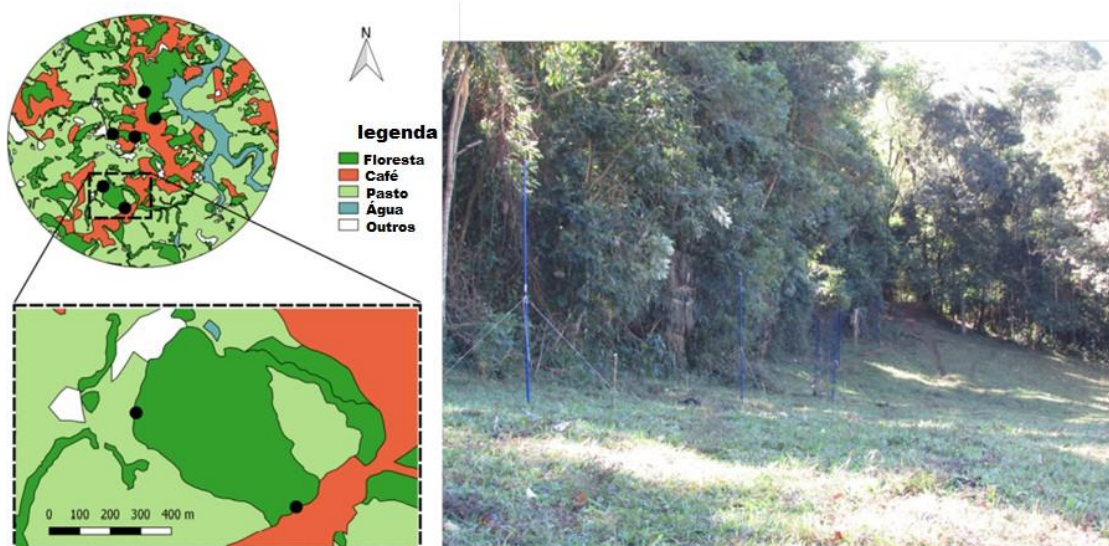
Em cada paisagem focal, foram selecionados três fragmentos florestais de diferentes tamanhos: um de pequeno porte (< 10 ha), um de tamanho médio (10-50 ha) e um de grande porte (> 50 ha). Todos os fragmentos possuíam pastagens e plantações de café em suas adjacências, compondo um desenho amostral pareado (doravante denominado local de amostragem). Portanto, para cada fragmento, foram amostradas simultaneamente as interfaces floresta-café e floresta-pastagem, totalizando 24 interfaces (12 por tipo de matriz; Figura 2).

Cada local de amostragem foi composto por duas linhas de redes de neblina (5 redes de neblina de 12 m × 2,6 m, que unidas somaram 60 m aproximadamente em cada linha), uma na interface floresta-café e outra na interface floresta-pastagem, distantes entre si  $377,7 \pm 166,7$  m. As redes de neblina foram mantidas abertas durante 3 dias consecutivos, das 06h00 às 12h00 e das 14h00 às 18h00, totalizando 3.600 horas-rede (300 horas-rede por fragmento). Este número de dias foi estimado considerando o tempo que as aves residentes aprendem a identificar a colocação de redes de neblina (Dunn; Ralph, 2004).

A amostragem foi feita durante o período seco de 2018 (março, abril, maio), antes da colheita do café na região, pelos pesquisadores do projeto Interface: relações entre estrutura da paisagem, processos ecológicos, biodiversidade e serviços ecossistêmicos (processo FAPESP 13/23457-6). Sempre que uma ave era capturada, logo em seguida era retirada da rede de neblina pelos pesquisadores, então era registrada a direção de entrada ou saída do fragmento, e a partir daí cada ave era marcada com esmalte (não tóxico) em uma área do seu corpo onde a ave não pudesse alcançar, em uma combinação única de cores para identificar as recapturas.

Foi registrada a identificação da espécie de todos os indivíduos capturados e coletada uma amostra da extremidade da pena da cauda de cada ave (aproximadamente 0,5 a 2 cm) para realizar as análises isotópicas de carbono e nitrogênio.

**Figura 2 - Desenho experimental de amostragem aplicado para coletar dados de campo. Em cada paisagem focal, três fragmentos florestais de tamanhos diferentes foram amostrados. Para cada fragmento, foram estabelecidos pontos de amostragem em contato com pasto, por um lado, e com café, por outro. Para cada interface (floresta-café e floresta-pastagem) foi colocada uma linha de cinco redes de neblina (~ 60 metros)**



**Fonte:** (Talero, 2021).

Com base na identificação taxônômica das espécies feita pelo Projeto Interface, foi então feita a classificação das espécies das aves de acordo com a especificidade do uso de habitat em (DF = dependente florestal, GH = generalista de habitat, e EAA = especialista em áreas abertas) (Del Hoyo et al., 2020). Os dependentes florestais foram definidos como espécies de aves que são encontradas principalmente no interior da floresta nativa e requerem áreas florestais para reprodução e sobrevivência. Generalistas de habitat foram definidas como espécies com maior plasticidade para utilizar diferentes tipos de florestas e áreas agrícolas. Os

especialistas de áreas abertas foram definidos como aqueles que só ocorrem em vegetações abertas.

As espécies foram classificadas também conforme a guilda alimentar, baseado em critérios adaptados que identificam a contribuição de diferentes itens alimentares na dieta das aves (Wilman *et al.*, 2014). Assim, houve duas categorias: aves insetívoras (IS) e aves não insetívoras (NI). Insetívoras são definidas como espécies que se alimentam predominantemente de insetos, mas que ocasionalmente se alimentam de outros recursos; e a categoria de não insetívoras é definida como espécies que não se alimentam de insetos, consumindo outros recursos alimentares (frutas, néctar, sementes).

As espécies de aves foram classificadas em conjunto pelo uso de habitat e alimentação. Assim, ficamos com as categorias: dependentes florestais insetívoras (DF/IS), especialistas em áreas abertas insetívoras (EAA/IS), especialistas em áreas abertas não insetívoras (EAA/NI), generalistas de habitat insetívoras (GH/IS) e generalistas de habitat não insetívoras (GH/NI).

### 4.3 Metodologia Laboratorial

Amostras das penas das aves que foram coletadas pelo projeto Interface foram enviadas ao Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA) da Universidade de Sorocaba (UNISO), onde foram lavadas com água destilada para eliminar fontes de impurezas, secas em estufa a 50 °C e fragmentadas ao menor tamanho possível. O material resultante foi colocado em pequenas cápsulas de estanho e pesado (0,8–1,0 mg). Em seguida, as cápsulas foram compactadas e enviadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura, na Universidade de São Paulo. As composições isotópicas de carbono e nitrogênio foram determinadas pela combustão “on-line” da amostra por CF-IRMS, em um analisador elementar Carlo Erba (CHN-1110) acoplado ao espectrômetro de massas Delta Plus.

O cálculo da composição isotópica do carbono e nitrogênio foi feito por meio da equação:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ou } \delta^{15}\text{N} = \left( \frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000$$

onde R é a razão molar  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ou  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  na amostra e no padrão, sendo os resultados representados em delta ( $\delta$ ) por mil (‰). Os padrões usados para o carbono e nitrogênio são o Pee Dee Belemnite (PDB) e o ar atmosférico (AIR), respectivamente. O erro analítico das

medidas isotópicas foi estimado em 0,3 ‰ para o  $\delta^{13}\text{C}$  e 0,5 ‰ para o  $\delta^{15}\text{N}$  por meio de medidas repetidas do padrão interno (*sugarcane*).

#### 4.4 Forma de Análise dos Resultados

Os dados gerados pela análise dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio geraram uma planilha de dados que foram então enviados para análise estatística, para a interpretação dos resultados, onde, para avaliar a variação na composição isotópica de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ), foram utilizados modelos lineares mistos generalizados (GLMMs). Como variáveis preditoras fixas, incluíram-se o tamanho do fragmento (pequeno, médio e grande), o tipo de matriz (café e pastagem), a especificidade de habitat (DF, GH e EAA) e a dieta (IS e NI). Com o propósito de considerar variações associadas à identidade da espécie e à paisagem focal, foram incluídas essas variáveis como efeitos aleatórios no modelo. Os modelos foram ajustados por máxima verossimilhança restrita (REML) utilizando a função *lmer* do pacote *lme4* no ambiente R (Bates *et al.*, 2015).

Para analisar a variação na composição isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ), foi utilizado um modelo de mistura, dado o comportamento bimodal da distribuição dos dados, que não poderia ser adequadamente representado por uma única distribuição (por exemplo, uma distribuição normal). O modelo de mistura permitiu a modelagem de duas distribuições gaussianas ( $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$ ), que refletem diferentes fontes de carbono na dieta das aves. Como variáveis preditoras fixas, foi incluído para o tamanho do fragmento (pequeno, médio e grande), tipo de matriz (café e pastagem), especificidade de habitat (DF, GH e EAA) e dieta (IS e NI). O modelo foi ajustado utilizando a função *flexmix* do pacote *flexmix* no ambiente R (Leisch, 2004), com dois componentes ( $k = 2$ ) para representar as distribuições  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$ .

Para selecionar o modelo mais parcimonioso tanto para a composição isotópica do carbono quanto do nitrogênio, foi adotado uma abordagem baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC). Diversos modelos com diferentes combinações de variáveis preditoras foram comparados, considerando como igualmente plausíveis aqueles com  $\Delta\text{AIC} < 2$  em relação ao modelo com o menor AIC. Foram testadas todas as combinações aditivas das variáveis fixas descritas anteriormente, além de um modelo nulo (somente intercepto). Foi utilizado o peso de Akaike para avaliar a plausibilidade relativa dos modelos, permitindo identificar o modelo que melhor explicava a variação nos dados isotópicos.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Diversidade de Espécies

No total, foram capturados 445 indivíduos de 76 espécies de aves. Um número maior de indivíduos foi capturado nas interfaces cafeeiras (249 indivíduos), em comparação às interfaces com pastagens (196 indivíduos). Nos fragmentos florestais, percebe-se que de maneira geral quanto maior o fragmento, maior o número de indivíduos e espécies (Tabela 1).

**Tabela 1 – Classificação quanto a quantidade de espécies e indivíduos capturados nas matrizes de pasto e café e nos fragmentos contidos neles classificados pelo tamanho pequeno (P) < 10 ha, médio (M) 10-50 ha e grande (G) > 50 ha.**

	Pasto	Fragmento (P)	Fragmento (M)	Fragmento (G)
Quantidade de indivíduos	196	49	48	99
Quantidade espécies	56	25	22	32
	Café	Fragmento (P)	Fragmento (M)	Fragmento (G)
Quantidade de indivíduos	249	51	59	139
Quantidade espécies	57	21	28	42

**Fonte:** Elaboração própria

Na área de café, as espécies de aves mais abundantes foram o tiê-preto (*Tachyphonus coronatus*), o pula-pula (*Basileuterus culicivorus*) e o tico-tico (*Zonotrichia capensis*). Já na área de pastagem, as espécies mais abundantes foram o coleirinho (*Sporophila caerulescens*), o tiê-preto (*T. coronatus*) e o tico-tico (*Z. capensis*) (Tabela 2). Existe uma grande sobreposição da composição de espécies entre as áreas de estudo, sendo que 37 das 76 espécies estão presentes tanto na área de café como na área de pastagem.

**Tabela 2 – Classificação quanto as três espécies mais abundantes capturadas nas matrizes de pasto e café com seu nome científico e popular, a porcentagem das capturas e a quantidade de indivíduos capturados**

Matriz	Nome Científico	Nome Popular	%	Quant.
Pasto	<i>Sporophila caerulescens</i>	coleirinho	20,4%	40
Pasto	<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	9,7%	19
Pasto	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	8,2%	16
Café	<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	16%	40
Café	<i>Basileuterus hypoleucus</i>	pula pula de barriga branca	8,4%	21
Café	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	7,6%	19

**Fonte:** Elaboração própria

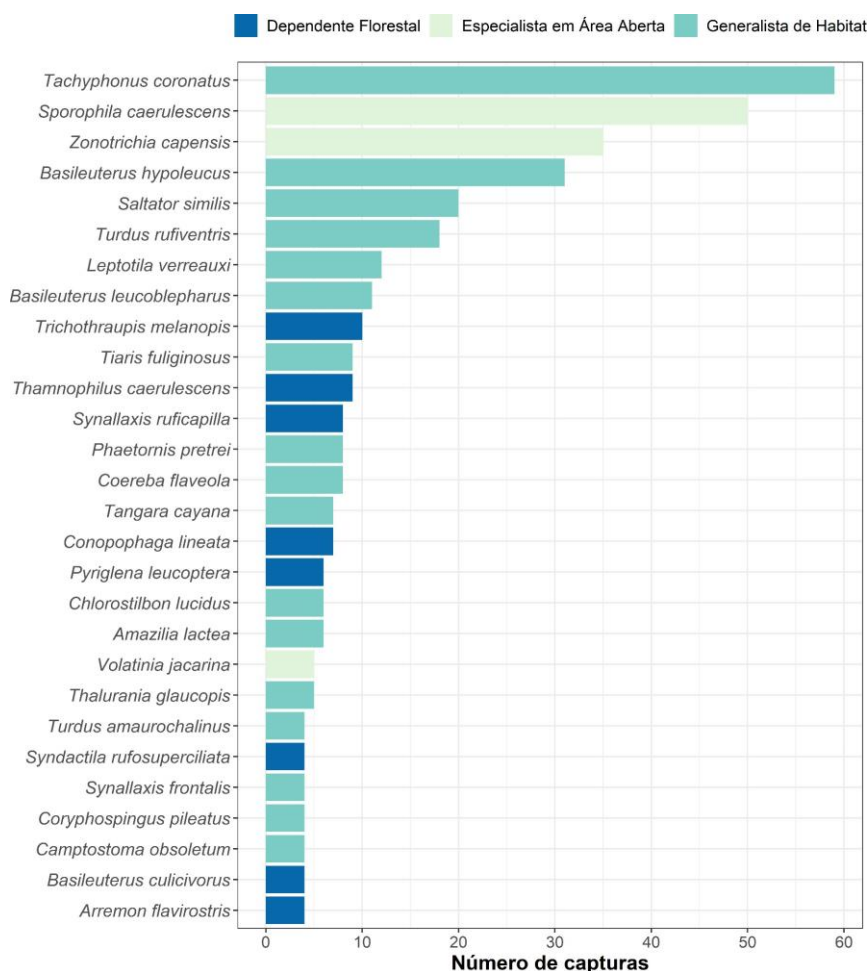
Generalistas de habitat compuseram a maioria das capturas 60% considerando ambas as áreas de estudo, seguidos pelos especialistas em áreas abertas 22% e os dependentes florestais 18% (Tabela 3; Figura 3).

**Tabela 2 – Classificação das espécies de acordo com a especificidade do uso de habitat em (DF = dependente florestal, GH = generalista de habitat, e EAA = especialista em áreas abertas).**

	Generalista de habitat (GH)	Especialista em áreas abertas (EAA)	Dependentes florestais (DF)
Quantidade de indivíduos	267	97	81
Quantidade espécies	43	9	27
Porcentagem das capturas	60%	22%	18%

Fonte: Elaboração própria

**Figura 3 - Número de capturas por espécie classificadas conforme o uso do habitat em Generalistas de habitat (GH), especialistas em áreas abertas (EAA), dependentes florestais (DF). Espécies com menos de 4 capturas não foram representadas neste gráfico**



Fonte: Elaboração própria.

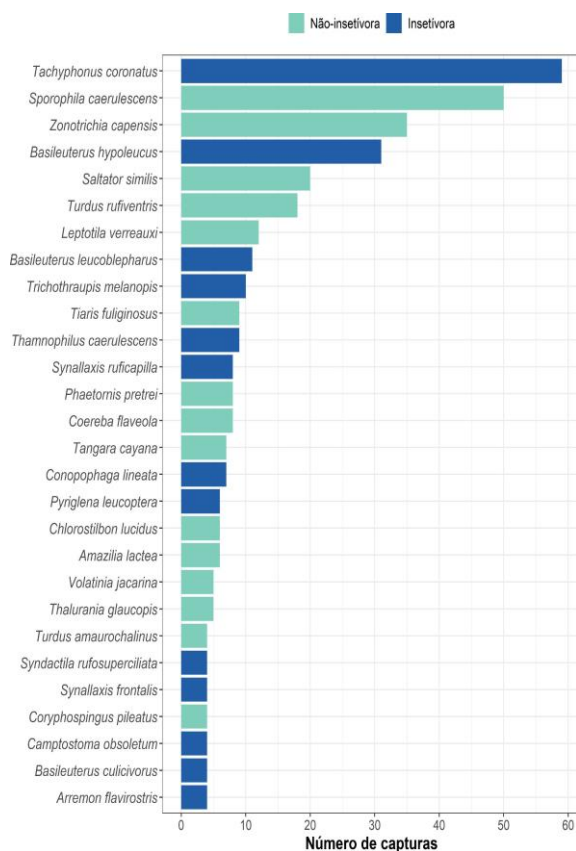
Em relação aos grupos tróficos, o número de espécies de aves insetívoras (IS) foi equilibrado em relação às espécies de aves não insetívoras (NI). As espécies insetívoras corresponderam a 49,4% das capturas, enquanto as espécies não insetívoras representaram 50,6% das capturas (Tabela 4; Figura 4).

**Tabela 3 – Classificação das espécies conforme a guilda alimentar baseada em critérios adaptados que identificam a contribuição de diferentes itens alimentares na dieta das aves nas categorias: insetívoros (IS) e não insetívoro (NI).**

	Insetívoros (IS)	Não insetívoros (IS)
Quantidade de indivíduos	220	225
Quantidade espécies	49	30
Porcentagem das capturas	49,4%	50,6%

Fonte: Elaboração própria

**Figura 4 - Número de capturas por espécie classificadas conforme a guilda alimentar baseado em critérios adaptados que identificam a contribuição de diferentes itens alimentares na dieta das aves. Assim, houve duas categorias: insetívoros (IS) e não insetívoro (NI). Espécies com menos de 4 capturas não foram representadas neste gráfico**



Fonte: Elaboração própria.

As espécies foram classificadas em conjunto pelo uso de habitat e alimentação. Assim, ficamos com as categorias: generalistas de habitat insetívoros (GH/IS), com 58% das capturas, seguidos pelos dependentes florestais insetívoros (DF/IS), com 18%; especialistas em áreas abertas não insetívoros (EAA/NI), com 12%; especialistas em áreas abertas insetívoros (EAA/IS), com 10%; e generalistas de habitat não insetívoros (GH/NI), com 2% (Tabela 5).

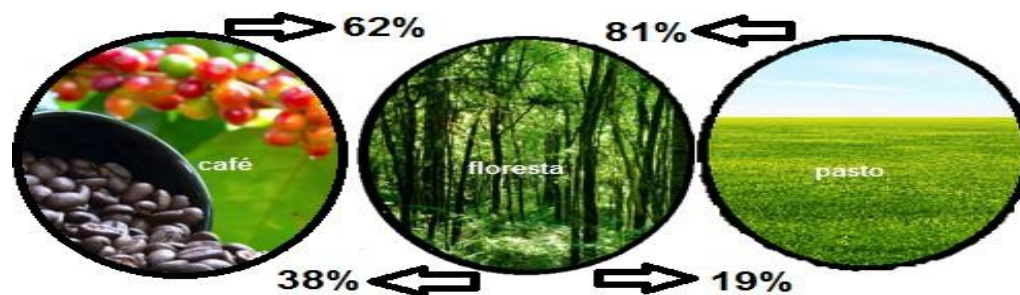
**Tabela 4 – Classificação das espécies em conjunto pelo uso de habitat e alimentação em dependentes florestais insetívoros (DF/IS), especialistas em áreas abertas insetívoros (EAA/IS), especialistas em áreas abertas não insetívoros (EAA/NI), generalistas de habitat insetívoros (GH/IS), e generalistas de habitat não insetívoros (GH/NI).**

Habitat e alimentação	Quantidade	%
Generalista de habitat insetívoros (GH/IS)	257	58%
Dependentes florestais insetívoros (DF/IS)	80	18%
Especialistas em áreas abertas não insetívoros (EAA/NI)	54	12%
Especialistas em áreas abertas insetívoros (EAA/IS)	44	10%
Generalista de habitat não insetívoro (GH/NI)	10	2%

Fonte: Elaboração própria

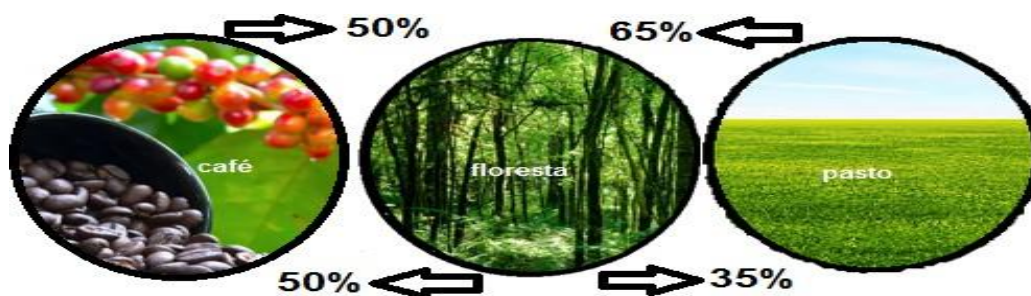
Quanto ao sentido das capturas nos fragmentos, encontramos evidência de que o *spillover* ocorre, em sua maioria (64%), da matriz agrícola (pasto e café) para o fragmento florestal, e 35% do fragmento florestal para a matriz agrícola, caracterizando o transbordamento inverso (Figura 5, 6 e 7). A direção do transbordamento na interface cultivo/não cultivo é influenciada pela produtividade relativa e pela disponibilidade temporal de recursos de cada sistema (Tscharntke *et al.*, 2005).

**Figura 5 – Representação gráfica quanto ao sentido das capturas das aves saindo ou entrando do fragmento florestal para a matriz de pasto e café e a porcentagem das capturas das aves nas interfaces de café/floresta e floresta/café e no sentido pasto/floresta e floresta/pasto no fragmento Grande (G)  $\geq$  50 ha.**



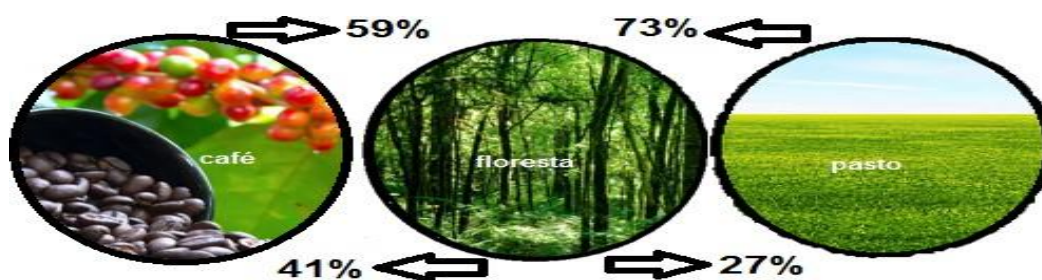
Fonte: Elaboração própria.

**Figura 6 –** Representação gráfica quanto ao sentido das capturas das aves saindo ou entrando do fragmento florestal para a matriz de pasto e café e a porcentagem das capturas das aves nas interfaces de café/floresta e floresta/café e no sentido pasto/floresta e floresta/pasto no fragmento Médio (M) 10 - 50 ha.



Fonte: Elaboração própria

**Figura 7 –** Representação gráfica quanto ao sentido das capturas das aves saindo ou entrando do fragmento florestal para a matriz de pasto e café e a porcentagem das capturas das aves nas interfaces de café/floresta e floresta/café e no sentido pasto/floresta e floresta/pasto no fragmento Pequeno (P) ≤ 10 ha.



Fonte: Elaboração própria

## 5.2 Composição Isotópica do Carbono

A análise de seleção de modelos indicou que o modelo contendo as variáveis insetivoria, matriz e habitat foi o melhor para explicar a variação nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$ , apresentando o menor AIC (1933,1) e o maior peso de Akaike (62,8 %, Tabela 6). Um segundo modelo foi considerado estatisticamente equivalentes ( $\Delta\text{AIC} < 2$ ): Insetivoria + Habitat ( $\Delta\text{AIC} = 1,98$ ; peso = 23,3 %), reforçando a importância das variáveis na estruturação da assinatura isotópica do carbono. A presença da insetivoria e habitat nos dois modelos mais plausíveis ressalta o papel fundamental dessas variáveis na discriminação dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$ .

**Tabela 5 - Comparação dos cinco modelos candidatos melhor ajustados para explicar a variação na composição isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) em aves. Os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC). São apresentados os graus de liberdade (df), o logaritmo da verossimilhança (logLik), o valor de AIC, a diferença em relação ao modelo mais bem ajustado ( $\Delta_{\text{AIC}}$ ) e o peso de Akaike (Akaike weight)**

Modelo	df	logLik	AIC	$\Delta_{\text{AIC}}$	Peso de Akaike
Insetivoria + Matriz + Habitat	13	-953,548	1933,1	0,00	62,8%
Insetivoria + Habitat	11	-956,539	1935,1	1,98	23,3%
Tamanho + Insetivoria + Matriz + Habitat	17	-951,296	1936,5	3,50	10,9%
Fragmento + Insetivoria + Habitat	15	-954,913	1939,8	6,73	02,1%
Matriz + Habitat	11	-960,047	1942,0	8,99	00,7%

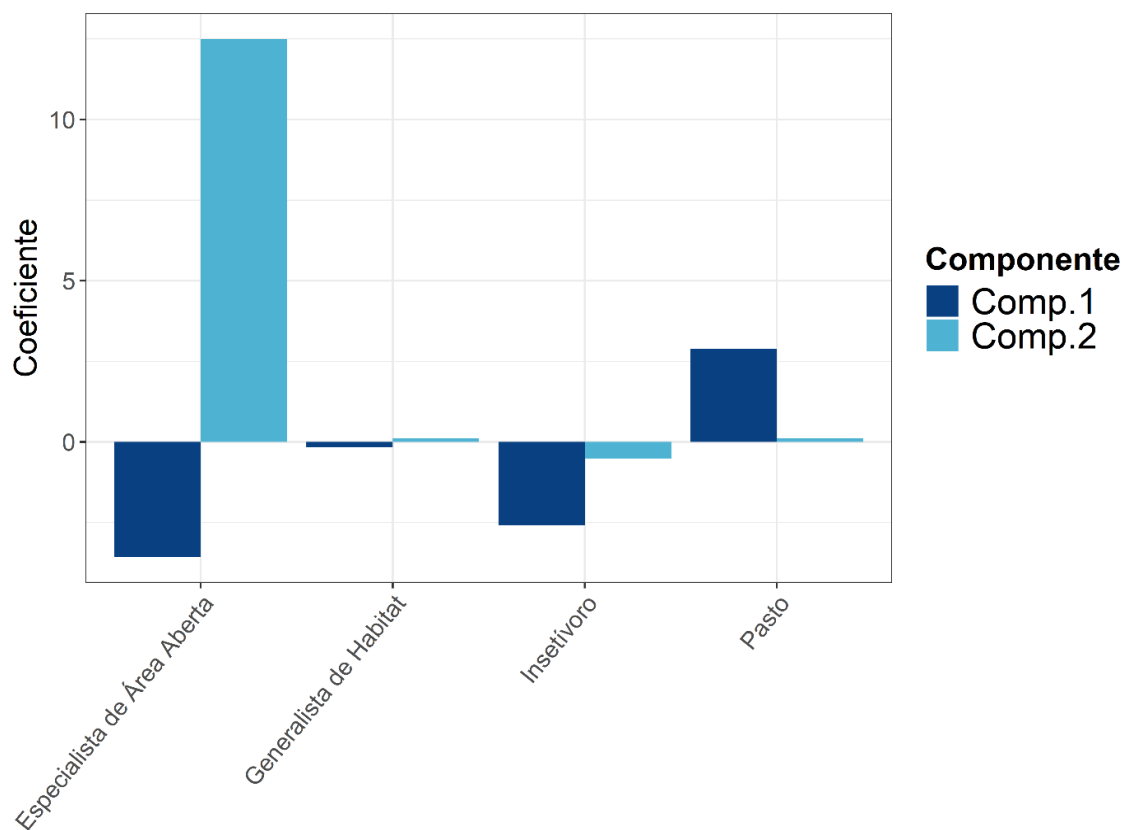
**Fonte:** Elaboração própria.

O modelo de mistura revelou a existência de dois componentes com padrões distintos. O Componente 1 (16,6 % das observações), associado a valores mais elevados de  $\delta^{13}\text{C}$  (intercepto = - 17,5 ‰), demonstrou efeitos negativos significativos da insetivoria ( $\beta = - 2,58$ ) e de espécies especialistas de área aberta ( $\beta = -3,57$ ), indicando que espécies não insetívoras não especializadas em áreas abertas tendem a exibir maior enriquecimento em  $^{13}\text{C}$ .

Por outro lado, o Componente 2 (83,4 % das observações), com valores basais mais baixos (intercepto = - 23,3 ‰), mostrou menor sensibilidade às variáveis preditoras, exceto para uma forte resposta positiva para espécies especialistas de área aberta ( $\beta = + 12,49$ ), sugerindo uma composição isotópica distintamente enriquecida para espécies associadas a estes ambientes.

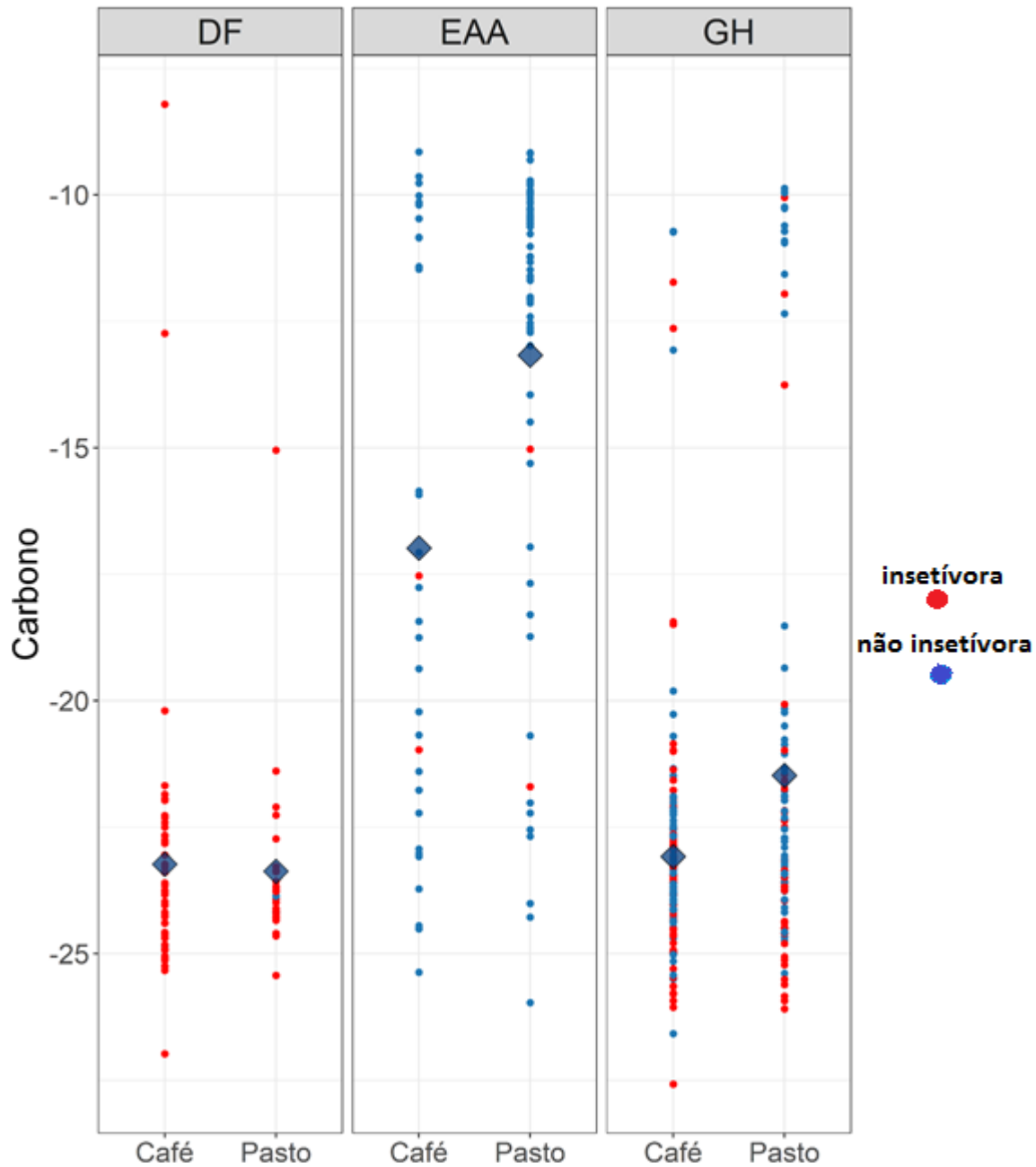
A matriz de pastagem exerceu um efeito positivo significativo no Componente 1 ( $\beta = + 2,89$ ), possivelmente refletindo a influência de fontes de carbono derivadas de plantas  $\text{C}_4$ . A elevada variância residual do Componente 1 ( $\sigma^2 = 4,59$ ) sugere influência de fatores não mensurados, enquanto a menor dispersão no Componente 2 ( $\sigma^2 = 1,11$ ) aponta para maior homogeneidade nas assinaturas isotópicas deste grupo (Figura 8 e 9).

**Figura 8 - Valores dos coeficientes dos componentes 1 e 2 do modelo de mistura em relação a composição isotópica do carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de comunidades de aves em função de hábito alimentar, tipo de matriz, e habitat das espécies**



**Fonte:** Elaboração própria.

**Figura 9 - Composições isotópicas do carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de comunidades de aves em função de hábito alimentar (insetívoro e não-insetívoro), tipo de matriz (café e pastagem), e habitat das espécies (DF = dependente florestal, GH = generalista habitat, e EAA = especialista em áreas abertas), Diamantes representam valores médios**



**Fonte:** Elaboração própria.

A variação dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  entre as diferentes fontes alimentares e ambientes indica a utilização de recursos provenientes de diferentes tipos de plantas, principalmente  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$ . Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  mais negativos, próximos a  $-23 \text{ ‰}$ , sugerem uma predominância de plantas do tipo  $\text{C}_3$ , comuns em ambientes naturais e de matriz não antropizada (Farquhar *et al.*, 1989). Por outro lado, valores mais próximos a  $-15 \text{ ‰}$ , como os observados em alguns casos de EAA/IS e

EAA/NI, indicam uma maior contribuição de plantas C<sub>4</sub>, frequentemente associadas a áreas de uso agrícola ou áreas de matriz antrópica (DeNiro; Epstein, 1978).

A influência das fontes alimentares é evidenciada pelos diferentes valores de  $\delta^{13}\text{C}$  nas categorias de pasto e café, com o café apresentando valores ligeiramente mais negativos em algumas fontes, o que pode refletir a composição vegetal do ambiente onde as espécies se alimentam. Essas variações nos ajudam na compreensão da ecologia trófica, pois indicam o uso de diferentes recursos vegetais, onde as plantas C<sub>4</sub> apresentam valores de  $\delta^{13}\text{C}$  variando entre -13 a -11‰ e plantas C<sub>3</sub> valores entre -34 e -24 ‰ (Farquhar *et al.*, 1989). A posição trófica e as interações ecológicas (Bender *et al.*, 2005). Assim, a composição isotópica do carbono fornece uma compreensão sobre o uso de recursos específicos e sobre o impacto das atividades humanas na disponibilidade de recursos alimentares.

### 5.3 Composição Isotópica do Nitrogênio

A análise de seleção de modelos identificou que o modelo contendo as variáveis Insetivoria, Matriz e Habitat foi o melhor para explicar a variação nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , apresentando o menor AIC (1690,8) e o maior peso de Akaike (33,6 %; Tabela 7). No entanto, dois outros modelos foram considerados estatisticamente equivalentes ( $\Delta_{\text{AIC}} < 2$ ): Insetivoria + Habitat ( $\Delta_{\text{AIC}} = 1,29$ ; peso = 17,6 %) e Insetivoria + Matriz ( $\Delta_{\text{AIC}} = 1,89$ ; peso = 13,5 %), indicando que essas combinações de variáveis também explicam adequadamente os padrões observados (Tabela 7).

Notavelmente, a classificação das espécies como insetívoras esteve presente em todos os três modelos mais plausíveis, reforçando a importância dessa variável na explicação da variação isotópica do nitrogênio.

**Tabela 6 - Comparação dos cinco modelos candidatos melhor ajustados para explicar a variação na composição isotópica de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) em aves. Os modelos foram ranqueados de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC). São apresentados os graus de liberdade (df), o logaritmo da verossimilhança (logLik), o valor de AIC, a diferença em relação ao modelo mais bem ajustado ( $\Delta\text{AIC}$ ) e o peso de Akaike (Akaike weight)**

Modelo	df	logLik	AIC	$\Delta\text{AIC}$	Peso de Akaike
Insetívora + Matriz + Habitat	8	-837,411	1690,8	0,00	33,6%
Insetivoria + Habitat	7	-839,057	1692,1	1,29	17,6%
Insetivoria + Matriz	6	-840,320	1692,6	1,89	13,5%
Tamanho + Insetivoria + Matriz + Habitat	10	-836,689	1693,4	2,56	09,4%
Matriz + Habitat	7	-840,125	1694,2	3,43	06,1%

**Fonte:** Elaboração própria.

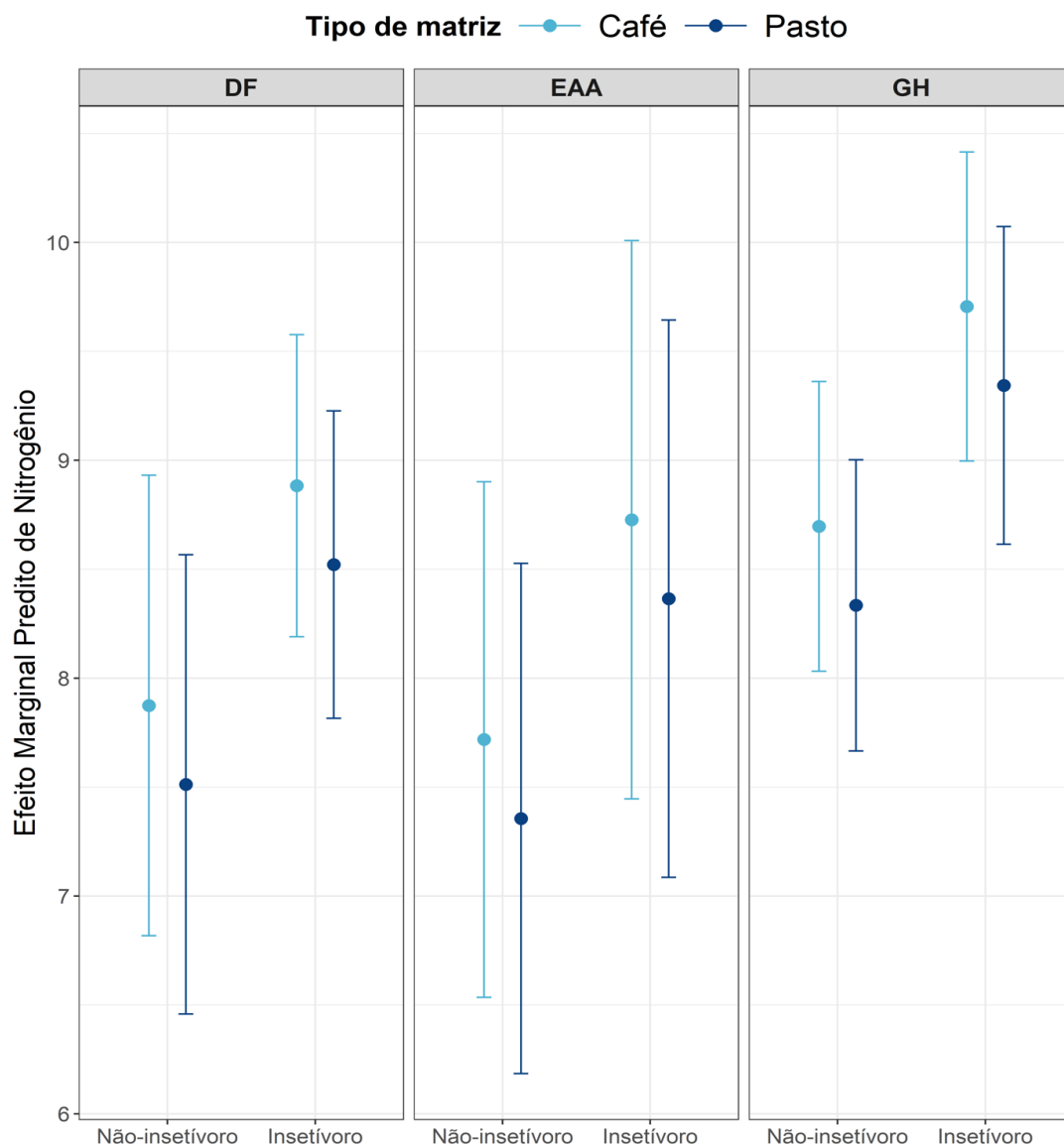
O modelo ajustado estimou a média de nitrogênio em habitats florestais e matriz de café para espécies de aves não insetívoras em 7,874 ( $p < 0,001$ ; Figura 10 e 11). Espécies de aves insetívoras apresentaram níveis significativamente mais elevados de nitrogênio ( $\beta = 1,009$ ;  $p = 0,024$ ), indicando influência da dieta. A presença de pastagens na matriz reduziu os níveis de nitrogênio ( $\beta = -0,362$ ;  $p = 0,022$ ), sugerindo um possível efeito negativo da matriz de pastagem sobre a ecologia trófica das espécies (Figura 8). A classificação de espécies especialistas de área aberta (EAA) não apresentou efeito significativo ( $\beta = -0,156$ ;  $p = 0,827$ ), enquanto espécies classificadas como generalistas de habitat (GH) apresentaram uma tendência de aumento nos níveis de nitrogênio ( $\beta = 0,822$ ;  $p = 0,083$ ), embora sem atingir significância estatística.

O modelo mais plausível apresentou um  $R^2$  marginal de 0,133, indicando que as variáveis fixas (Insetívora, Matriz e Habitat) explicaram uma proporção relativamente pequena da variância total. Em contrapartida, o  $R^2$  condicional, que inclui tanto os efeitos fixos quanto os aleatórios (espécie e paisagem), alcançou 0,574, sugerindo que grande parte da variabilidade nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  está associada aos efeitos aleatórios.

Em relação ao efeito aleatório do modelo, a maior parte da variação nos valores de nitrogênio foi atribuída ao fator identidade da espécie ( $\sigma^2 = 1,997$ ; DP = 1,413), mostrando alta heterogeneidade entre espécies. A variância do fator paisagem foi menor ( $\sigma^2 = 0,025$ ; DP =

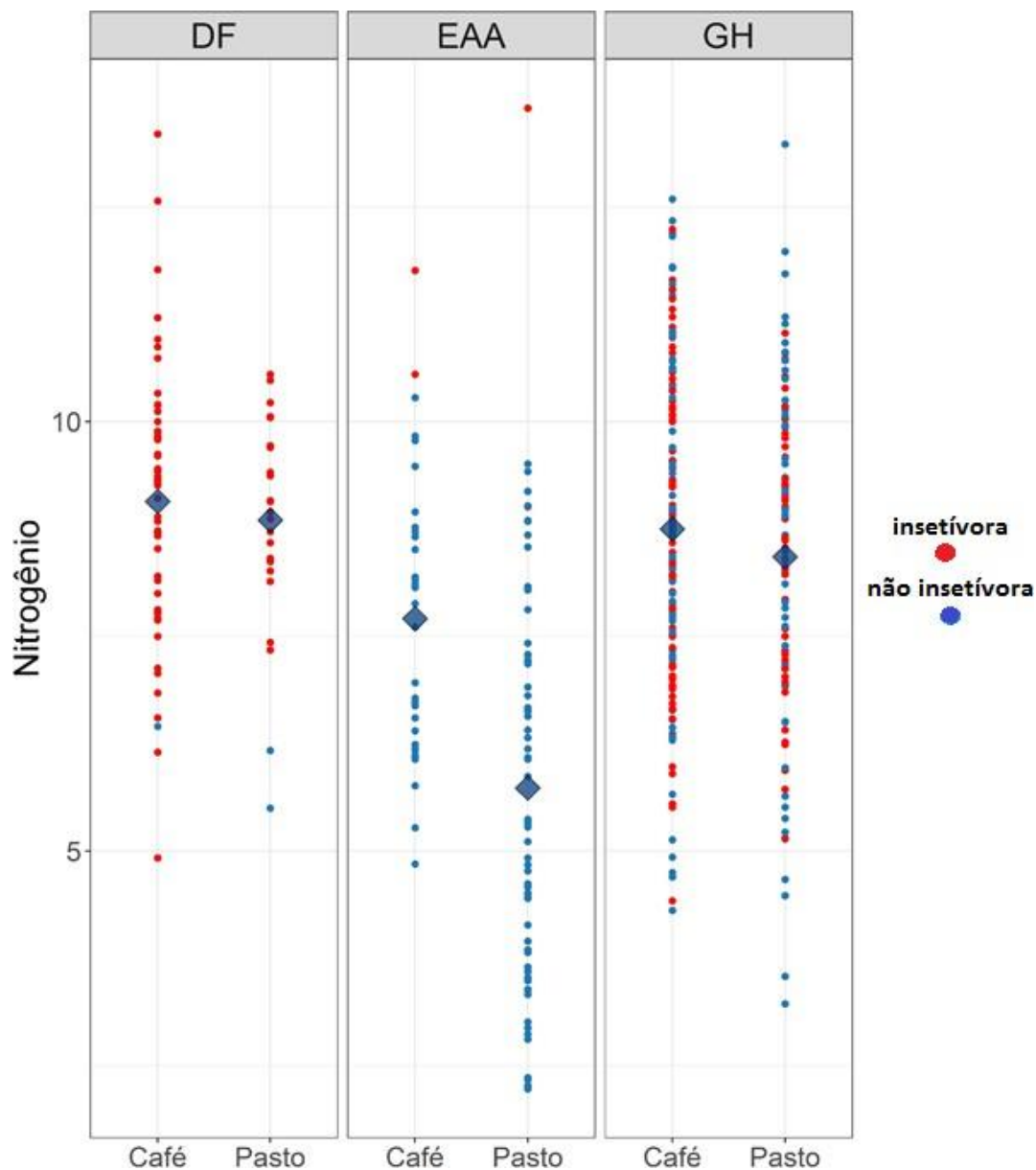
0,159), indicando efeito reduzido das diferenças entre paisagens. A variância residual ( $\sigma^2 = 1,953$ ; DP = 1,398) representou a variação não explicada pelos efeitos do modelo.

**Figura 10 - Valores preditos de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\pm$  intervalo de confiança 95%) estimados pelo modelo misto para comunidades de aves em função de hábito alimentar (insetívoro e não-insetívoro), tipo de matriz (café e pastagem), e habitat das espécies (DF = dependente florestal, GH = generalista habitat, e EAA = especialista em áreas abertas)**



Fonte: Elaboração própria.

Figura 11 - Composições isotópicas do nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) de comunidades de aves em função de hábito alimentar (insetívoro e não-insetívoro), tipo de matriz (café e pastagem), e habitat das espécies (DF = dependente florestal, GH = generalista habitat, e EAA = especialista em áreas abertas). Diamantes representam valores médios



Fonte: Elaboração própria.

Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variam de aproximadamente 4,96 ‰ a 9,07 ‰, indicando diferentes posições tróficas ou fontes de nitrogênio disponíveis nos ambientes estudados. Valores mais elevados, como os do Pasto/DF/IS (8,85 ‰) e Café/DF/IS (9,07‰), sugerem que as espécies ocupam posições tróficas superiores ou têm acesso a fontes de nitrogênio mais enriquecidas em  $^{15}\text{N}$ , possivelmente devido à presença de fertilizantes de origem orgânica ou processos de decomposição que elevam os níveis de  $\delta^{15}\text{N}$  (Hobson; Clark, 1992). Valores mais baixos, como

Pasto/EAA/NI (4,96‰), podem indicar uma alimentação mais próxima da base da cadeia trófica ou acesso a fontes de nitrogênio mais degradadas ou menos enriquecidas.

As variáveis que possivelmente mais influenciaram as composições de  $\delta^{15}\text{N}$  parecem estar relacionadas às fontes de recursos e às condições ambientais, incluindo a presença de atividades humanas que alteram a disponibilidade de nitrogênio (McKinney *et al.*, 2017). Mudanças nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  podem refletir alterações nas redes tróficas causadas por impactos ambientais ou atividades humanas, como uso de fertilizantes ou degradação de habitats.

Comparando esses valores com registros em outras regiões, observa-se que padrões globais indicam que ambientes antropizados tendem a apresentar valores mais elevados de  $\delta^{15}\text{N}$ , enquanto ambientes naturais mantêm valores mais baixos, reforçando a relação entre  $\delta^{15}\text{N}$  e a disponibilidade de recursos nitrogenados (Hesslein *et al.*, 1993).

Aves que utilizam áreas abertas (EAA) ou bordas florestais, em sua grande maioria não insetívoras podem incorporar esse nitrogênio antropogênico em sua dieta, apresentando valores elevados de  $\delta^{15}\text{N}$  mesmo com dietas não necessariamente carnívoras (Francisco *et al.*, 2018). Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  aumentam com a posição trófica, devido ao fracionamento isotópico que ocorre durante os processos de metabolização e excreção de nitrogênio. Em geral, observa-se um incremento médio de 2 a 3‰ em relação à dieta (Post, 2002). Assim, aves herbívoras ou frugívoras têm valores de  $\delta^{15}\text{N}$  mais baixos, enquanto insetívoros e carniceiros apresentam valores mais elevados (Bearhop *et al.*, 2003).

Em ambientes fragmentados, como os remanescentes florestais presentes em paisagens agrícolas ou urbanizadas, os padrões de  $\delta^{15}\text{N}$  nas aves podem refletir tanto alterações dietéticas quanto mudanças na estrutura da cadeia trófica. A fragmentação reduz a disponibilidade de certos recursos alimentares, como insetos especializados, forçando muitas aves a adaptarem sua dieta. Esse processo pode causar uma convergência trófica, com aumento na proporção de espécies onívoras generalistas, que apresentam valores intermediários de  $\delta^{15}\text{N}$  (Marini *et al.*, 2009).

Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  têm se mostrado eficazes na inferência da posição trófica de aves em fragmentos florestais. É essencial considerar os efeitos da fragmentação, da dieta oportunista, da influência antrópica e da variabilidade ambiental para evitar interpretações equivocadas. A integração entre isotopia estável e outros dados ecológicos é crucial para uma compreensão mais precisa das relações tróficas em ambientes fragmentados (Bearhop *et al.*, 2004).

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam a importância da análise de isótopos estáveis como ferramenta para compreender o *spillover* de aves em ambientes agrícolas. A variação nas composições isotópicas de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) e nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) entre os ambientes de pasto e café revela diferenças claras nas fontes alimentares e nas posições tróficas ocupadas pelas espécies. Tais diferenças refletem não apenas as características estruturais e funcionais dos habitats, mas possivelmente também os efeitos diretos da atividade antrópica, especialmente no uso de fertilizantes nitrogenados.

Espécies como DF/IS e GH/IS, em ambas as matrizes, associadas a valores elevados de  $\delta^{15}\text{N}$ , ocupam níveis tróficos mais altos, evidenciando hábitos onívoros ou predatórios, enquanto outras, como EAA/NI e GH/NI, também em ambas as matrizes, exibem valores mais baixos, indicando uma dieta predominantemente herbívora. As composições isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$ , por sua vez, sugerem que a maioria das espécies depende principalmente de vegetação do tipo  $\text{C}_3$ , embora algumas demonstrem uma dieta mais diversificada, incorporando também plantas  $\text{C}_4$  – especialmente em áreas com maior influência antrópica, como o café.

Os padrões encontrados têm implicações significativas para a estrutura e a estabilidade das redes tróficas. A diversidade de fontes alimentares e a variação nas posições tróficas sugerem uma plasticidade alimentar importante para a sobrevivência das espécies em paisagens modificadas. Tais paisagens também estão sujeitas a perturbações que podem comprometer a disponibilidade de recursos e, conseqüentemente, a dinâmica ecológica local.

Do ponto de vista da conservação e do manejo sustentável, os dados reforçam a necessidade de integrar estratégias que preservem a vegetação nativa e minimizem o impacto do uso intensivo de insumos agrícolas. A manutenção de uma paisagem heterogênea, com corredores ecológicos e zonas de refúgio, pode favorecer a persistência de espécies sensíveis e a integridade das redes tróficas. Além disso, a implementação de práticas agrícolas mais sustentáveis – como o uso controlado de fertilizantes e a restauração de áreas degradadas – pode contribuir para manter a diversidade funcional das comunidades de aves.

Apesar das contribuições relevantes, este estudo apresenta limitações importantes, como o número restrito de amostras por ambiente e a ausência de dados sazonais, que poderiam fornecer uma visão mais abrangente da variação isotópica ao longo do tempo. Além disso, fatores como competição interespecífica, disponibilidade de recursos e interações ecológicas não foram diretamente abordados, mas representam componentes fundamentais da dinâmica

trófica. Recomenda-se que futuras pesquisas ampliem a escala temporal e espacial da coleta de dados, incorporem diferentes tipos de ecossistemas e explorem, de forma mais integrada, as interações ecológicas e as respostas tróficas a distúrbios ambientais.

## REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor**, v. 101, p. 537-548, 1999.
- ASNER, G. P.; ELMORE, A. J.; OLANDER, L. P.; MARTIN, R. E.; HARRIS, A. T. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 29, n. 1, p. 261–299, 2004.
- ATTWOOD, S. J. Meta-analysis of arthropod diversity in agricultural landscapes. **Journal of Ecology**, v. 96(4), p. 747-757, 2008.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n. 7, p. 863–871, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>
- BAIRLEIN, F. NORRIS, D. R.; NAGEL, R.; BULTE, R.; BULTE, M.; VOIGT, C. C.; FOX, J. W.; HUSSEL, D. J. T.; SCHMALJOHANN, H. Cross-hemisphere migration of a 25g songbird. **Biology Letters**, v. 8, n. 4, p. 505–507, 2012. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.1223>
- BAPTISTA, S. R.; RUDEL, T. K. Uma floresta atlântica reemergente? Urbanização, industrialização e a transição florestal em Santa Catarina, sul do Brasil. **Environmental Conservation**, v. 33, n. 3, p. 195–202, 2006. <https://doi.org/10.1017/S0376892906003134>.
- BARROS, F. M.; PERES, C. A.; PIZO, M. A.; CEZAR, M. Fluxos divergentes de serviços ecossistêmicos mediados por aves em interfaces floresta-matriz em paisagens humanamente modificadas. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 4, p. 879–894, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00812-z>.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting linear mixed-effects models using Ime4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1 – 48, 2015. <https://www.jstatsoft.org/article/view/v067i01>
- BEARHOP, S.; WALDRON, S.; VOTIER, S. C.; FURNESS, R. W. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. **Physiological and Biochemical Zoology**, v. 75, n. 5, p. 451-458, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1086/342800>.
- BEARHOP, S. FURNESS, R. W.; HILTON, G. M.; VOTIER, S. C.; WALDRON, S. A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. **Functional Ecology**, v. 17, n. 1, p. 270–275, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2003.00725.x>
- BEARHOP, S.; ADAMNS, C. E.; WALDRON, S.; FULLER, R. A.; MACLEOD, H. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal**

of **Animal Ecology**, v. 73, n. 5, p. 1007 – 1012, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00861.x>

- BENDER, D. J.; FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, v. 86, n. 4, p. 1023–1033, 2005. <https://doi.org/10.1890/03-0769>
- BENTON, T.G., VICKERY, J.A., WILSON, J.D. Biodiversidade de terras agrícolas: a heterogeneidade do habitat é a chave? **Tendências Ecol. Evol.**, 18, pp. 182 - 188, 2023. 10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- BERNDT, R. A. A Influência da Estrutura da Vegetação sobre a Avifauna em uma Floresta Alterada da Araucaria angustifolia e em Reflorestamentos em Telêmaco Borba, Paraná. 1992, 223 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1992.
- BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1595, p. 1715–1727, 2006. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- BLITZER, E. J.; DORMANN, C. F.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A-M.; RAND, T. A.; TSCHARNTKE, T. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 146, n. 1, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.09.005>.
- BOATMAN, N. D.; BRICKLE, N. W.; HART, J. D.; MILSOM, T. P.; MORRIS, A. J.; MURRAY, A. W. A.; MURRAY, K. A.; POBERTSON, P. A. Evidências dos efeitos indiretos dos pesticidas nas aves das terras agrícolas. **Ibis**, v. 146, p. 131-143, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x>.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. **Landscape Ecology**, 32(5), 931–944, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0503-1>
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Land use type, forest cover and forest edges modulate bird cross-habitat spillover. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1252–1264, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13032>
- BRITAIN, R. A.; SCHIMMEIMANN, A.; PARKHUST, D. F.; CRAFT, C. B. Habitat use by coastal birds inferred from stable carbon and nitrogen isotopes. **Estuaries and Coasts**, v. 35, p. 633–645, 2012. 10.1007/s12237-011-9446-y
- BUGONI, L.; MANCINI, P. L.; MONTEIRO, D. S.; NASCIMENTO, L.; NEVES, T. S. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. **Endangered Species Research**, v. 5, p. 137-147, 2008. DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00115>
- BURTON, R. K.; KOCH, P. L. Isotopic tracking of foraging and long-distance migration in northeastern Pacific pinnipeds. **Oecologia**, v. 119, p. 578–585, 1999. 10.1007/s004420050822

- CHAMBERLAIN, D. E.; CANNON, A. R.; TOMS, M. P. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. **Ecography**, v. 27, p. 598-600, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03984.x>.
- CHARÁ, J.; REYES, E.; PERI, P.; OTTE, J.; ARCE, E.; SCHNEIDER, F. Sistemas silvipastoris e sua contribuição para a melhoria do uso de recursos e objetivos de desenvolvimento sustentável: evidências da América Latina. Cali: FAO; CIPAV; Agri Benchmark, 2019. 60 p.
- CHEREL, Y.; HOBSON, K. A.; WEIMERSKIRCH, H. Using stable-isotope analysis of feathers to distinguish moulting and breeding origins of seabirds. **Oecologia**, v. 122, p. 155–162, 2000. <https://doi.org/10.1007/PL00008843>.
- COSTA, E. & A.G. Castro. Falconiformes e Cathartiformes no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil: Análise de distribuição e abundância. *Biodiversidade Pampeana*, 5:20-24, 2007.
- DANIELS, R.J.R.; HEGDE, M.; SOSHI, N. Y.; GADGIL, M. Assigning conservation value: A case study from India. **Conservation Biology**, New Jersey, v. 5, n. 4, p. 465- 75, 1991.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484 p.
- DEBINSKI, D. M. Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 1, p. 1791–1792, 2006. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01596.x
- DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J.; CHRISTIE, D. A.; KIRWAN, G. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Barcelona: Lynx Edicions, 2020.
- DeNIRO, M.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495–506, 1978. 10.1016/0016-7037(78)90199-0
- DICE, L. R. Methods of indicating relative abundance of birds. Anchorage, *Auk*, n. 47, p. 22-24, 1930.
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Estado global da biodiversidade e perda. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 137–167, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>.
- DONALD, P. F.; GREEN, R. E.; HEATH, M. F. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 268, p. 25-29, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>.
- DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V.; FERREIRA, C. D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 97–114, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000100017>

- DOTTA, A.; VERDADE, L. M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 1–6, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000200031>
- DUNN, E. H., & Ralph, C. J. Use of Mist Nets as a Tool for Bird Population Monitoring. **Studies in Avian Biology**, 29, 1–6, 2004.
- DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, n. 1, p. 169–175, 1992. Doi: 10.2307/3544901
- FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J. R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZETTA, E.; CURRIE, D. J.; EIGENBROD, F.; FORD, A. T.; HARRISON, S. P.; JAEGER, J. A. G.; KOPER, N.; MARTIN, A. E.; MARTIN, J. L.; METZGER, J. P.; MORRISON, P.; RHODES, J. R.; SAUNDERS, D. A.; SIMBERLOFF, D.; SMITH, A. C.; TISCHENDORF, L.; VELLEND, M.; WATLING, J. I. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.
- FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1003–1015, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x>
- FARQUHAR, G. D., Ehleringer, J. R., Hubick, K. T. Carbon Isotope Discrimination and Photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, 40, 503-37, 1989. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.40.060189.002443>
- FILIPIAK, M.; FILIPIAK, Z. M. Application of ionomics and ecological stoichiometry in conservation biology: demand and supply of nutrients in a changing environment. **Biological Conservation**, v. 272, e109622, 2022.
- FLEMING, T. H.; NUNEZ, R. A.; STERNBERG, L. S. Seasonal changes in the diets of migrant and non-migrant nectarivorous bats as revealed by carbon stable isotope analysis. **Oecologia**, v. 94, p. 72–75, 1993. <https://doi.org/10.1007/BF00317304>
- FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GARBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D. P. M. Soluções para um planeta cultivado. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10452>.
- FROST, C. M.; DIDHAM, R. K.; RAND, T. A.; PERALTA, G.; TYLIANAKIS, J. M. Community-level net spillover of natural enemies from managed forests to adjacent natural forests. **Ecology**, v. 96, p. 193-202, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1890/14-0696.1>.
- FULLER, R. J.; GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W.; MARCHANT, J. H.; WILSON, J. D.; BAILLIE, S. R.; CARTER, N. Population decline and range contraction among lowland farmland birds in Britain. **Conservation Biology**, v. 9, p. 1425-1441, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09061425.x>

- GAESE-BÖNING, K.; TAPER, M.L.; BROWN, J.H. Avian community dynamics are discordant in space and time. **Oikos**, Kobenhavn, n.70, p.121-6, 1994.
- GAIGHER, R.; PRYKE, J. S.; SAMWAYS, M. E. High parasitoid diversity in remnant natural vegetation, but limited spillover into the agricultural matrix in South African vineyard agroecosystems. **Biological Conservation**, v. 186, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.003>
- GARIBALDI, L. A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KREMEN, C.; MORALES, J. M.; BOMMARCO, R.; CUNNINGHAM, S. A.; CARVALHEIRO, L. G.; CAHOCOFF, N. P.; DUDENHÖFFER, J. H.; GREENLEAF, S. S.; HOLZSCHUH, A.; ISAACS, R.; KREWENKA, K.; MANDELIK, Y.; MAYFIELD, M. M.; MORANDIN, L. A.; POTTS, S. G.; RICKETTS, T. H.; SZENTGYÖRGYI, H.; VIANA, B. F.; WESTPHAL, C.; WINFREE, R.; KLEIN, A. M. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. **Ecology Letters**, v. 14, n. 10, p. 1062–1072, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x>
- GARRATT, M. P. D.; SENAPATHI, D.; COSTON, D. J.; MARTIMER, S. R.; POTTS, S. G. The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depend on hedge quality and landscape context. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 247, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; SMYRLI, M.; MILITÃO, T.; GREMILLET, D.; TVERAA, T.; PHILLIPS, R. A.; BOULINIER, T. Combining stable isotope analyses and geolocation to reveal kittiwake migration. **Marine Ecology Progress Series**, v. 435, p. 251–261, 2011. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps09233>
- GOULSON, D. Pesticides linked to bird declines. **Nature**, v. 511, p. 295-296, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature13642>.
- GREEN, R. E.; CORNELL, S. J.; SCHARLEMANN, J. P.; BALMFORD, A. Farming and the fate of wild nature. **Science**, v. 307, p. 550-555, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1106049>.
- GREENBERG, R.; BICHER, P.; CRUZ-ANGON, A.; MACVEAN, C.; PEREZ, R.; CANO, E. Avian insectivory and arthropod and foliar damage in Guatemalan coffee plantations. **Ecology**, v. 81, n. 6, p. 1750-1755, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1750:TIOAIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1750:TIOAIO]2.0.CO;2).
- HATASE, H.; TAKAI, N.; MATSUZAWA, Y.; SAKAMOTO, W.; OMTA, K.; GOTO, K.; ARAI, N.; FUJIWARA, T. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. **Marine Ecology Progress Series**, v. 233, p. 273–281, 2002. doi:10.3354/meps233273
- HAU, M., Wikelski, M., e Wingfield, JC (2000). Sinais visuais e nutricionais de alimentos ajustam o tempo de reprodução em um pássaro da floresta tropical neotropical. **J. Exp. Zool.** 286, 494–504. doi: 10.1002/(SICI)1097-010X(20000401)286:5<494: AID-JEZ7>3.0.CO;2-3

- HELZER CJ, Jelinski DE. A importância relativa da área do fragmento e da relação perímetro-área para as aves reprodutoras em pastagens. *Aplicação Ecol.*, 9 (1999), pp.1448 - 1458, 10.1890/1051-0761(1999)009[1448:TRIOPA]2.0.CO;2
- HESSLEIN, R. H., Muir, D., & Rudd, J. W. M. (1993). Isotopes of sulfur, carbon, and nitrogen as indicators of trophic level and migration of fish in the Mackenzie River basin, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(10), 2070-2081. doi:10.1139/f93-209
- HILTY, J.; MERELENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, Barking, v. 92, p. 185-197, 2000.
- HIRT, S. J. **Analysis of stable isotopes of hydrogen to determine migrational source of Silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*) in Alabama.** 2008. 34 p. Dissertação (Mestrado) – Auburn University, Auburn, 2008.
- HOBSON, K. A., & Clark, R. G. (1992). Evaluation of diet using  $\delta^{13}\text{C}$  values of bird tissues. *Canadian Journal of Zoology*, 70(1), 73-75. doi:10.1139/z92-010.
- HOBSON, K. A.; BAIRLEIN, F. Isotopic fractionation and turnover in captive garden warblers (*Sylvia borin*): implications for delineating dietary and migratory associations in wild passerines. **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, p. 1630–1635, 2003. <https://doi.org/10.1139/z03-140>
- HOBSON, K. A.; SCHELL, D. M. Stable carbon and nitrogen isotope patterns in baleen from eastern Arctic bowhead whales (*Balaena mysticetus*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, p. 2601–2607, 1998. <https://doi.org/10.1139/f98-142>
- HOBSON, K. A.; WASSENAAR, L. I. Stable isotope ecology: an introduction. **Oecologia**, v. 120, p. 312–313, 1999. <https://doi.org/10.1007/BF00317304>
- HOLT, R. D.; HOCHBERG, M. E. Indirect interactions, community modules and biological control: a theoretical perspective. *In*: WAJNBERG, E.; SCOTT, J. K.; QUIMBY, P. C. (ed.). **Evaluating indirect ecological effects of biological control**. Wallingford: CAB International, 2001. p. 13–37.
- HOLT, R.D.; Lawton, J.H. As consequências ecológicas da partilha de recursos naturais inimigos. **Revisão Anual de Ecologia e Sistemática**, 25, 495–520, 1994. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.25.110194.002431>
- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DE MINAS GERAIS (IEF-MG) – Números da biodiversidade em Minas <https://ief.mg.gov.br/w/numeros-da-biodiversidade-em-minas>
- IZHAKI, I. Composição de aminoácidos essenciais de frutas carnudas versus requisitos de manutenção de pássaros passeriformes. **J. Chem. Ecol.** 24, 1333–1345, 1998. doi: 10.1023/A:1021274716062
- JANSSEN, M. H.; ARCESE, P.; KYSER, T. K.; BERTRAM, D. F.; NORRIS, D. R. Stable isotopes reveal strategic allocation of resources during juvenile development in a cryptic

and threatened seabird, the Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 89, p. 859–868, 2011. <https://doi.org/10.1139/z11-058>

- KASPARI, M.A. A mão invisível da tabela periódica: como os micronutrientes moldam a ecologia. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 52, 199–219, 2021. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-012021-090118
- KELLY, J. F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, v. 78, p. 1–27, 2000. <https://doi.org/10.1139/z99-165>
- KELLY, J. F.; ATUDOREI, V.; SHARP, Z. D.; FINCH, D. M. Insights into Wilson's Warbler migration from analysis of hydrogen stable-isotope ratios. **Oecologia**, v. 130, p. 216–221, 2002. doi: 10.1007/s004420100789.
- KIRK, D. A.; LINDSAY, K. F.; BROOK, R. W. Risk of agricultural practices and habitat change for farmland birds. **Avian Conservation and Ecology**, v. 6, p. 5, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5751/ACE-00446-060105>
- KLAASSEN, M.; LINDSTROM, A.; MELTOFTE, H.; PIERSMA, T. Arctic waders are not capital breeders. **Nature**, v. 413, p. 794, 2001. <https://doi.org/10.1038/35101654>
- KREMEN, C.; WILLIAMNS, N. M.; AIZEN, M. A.; GEMMILL-HERREN, B. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. **Ecology Letters**, v. 10, n. 4, p. 299–314, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>
- KRONKA, F.J.N. Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. 84 p. LAMPILA, P.; MÖNKKÖNEN, M.; DESROCHERS, A. Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology*, Boston, v. 19, p. 1537-1546, 2005.
- KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 8–20, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00204.x>
- KURLE, C. M.; WORTHY, G. A. J. Stable nitrogen and carbon isotope ratios in multiple tissues of the northern fur seal *Callorhinus ursinus*: implications for dietary and migratory reconstructions. **Marine Ecology Progress Series**, v. 236, p. 289–300, 2002. doi:10.3354/meps236289
- LAURANCE, W. F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, v. 71, p. 641–653, 1990. <https://doi.org/10.2307/1381805>
- LEISCH, F. FlexMix: A general framework for finite mixture models and latent class regression in R. **Journal of Statistical Software**, v. 11, n. 8, p. 1 – 18, 2004. doi:10.18637/jss.v011.i08

- LIBRÁN-EMBED, F.; DE COSTER, G.; METZGER, J. P. Effects of bird and bat exclusion on coffee pest control across multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 9, p. 1907–1920, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0555-2>
- MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; FONSECA, R. C. B.; et al. Human-modified landscapes alter mammal resource use, habitat, and trophic structure. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1904384116>
- MANETTA, G. I.; BENEDITO-CECILIO, E. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 121–129, 2003.
- MARINI, M.Â.; SILVEIRA, M.B.; SOUSA, N.M.; BORGES, F.J. Biologia reprodutiva de *Elaenia cristata* (Tyrannidae) no Cerrado do Brasil Central. **Neotropical Biology and Conservation**, 4(1), p. 3-12, 2009.
- MARTENSEN, U. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>
- MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; MATSUI, E.; FORSBERG, B. R.; MOZETO, A. A. Uso das variações naturais de  $\delta^{13}\text{C}$  no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 2, p. 859–889, 1988. <https://repositorio.usp.br/item/000777240>
- MATARAZZO-NEUBERGER, W.M. 1994. Guildas, organizacao e estrutura da comunidade: análise da avifauna da Represa Billings, São Paulo. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- McCARTHY, I. D.; WALDRON, S. Identifying migratory *Salmo trutta* using carbon and nitrogen stable isotope ratios. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 14, p. 1325–1331, 2000. [https://doi.org/10.1002/1097-0231\(20000815\)14:15<1325::AID-RCM980>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/1097-0231(20000815)14:15<1325::AID-RCM980>3.0.CO;2-A)
- MICHENER, R.; LAJTHA, K. **Stable isotopes in ecology and environmental science**. 2. ed. Victoria: Blackwell, 2007. 594 p.
- MONASTEROLO, I., ZOBOLI, R., Mudanças climáticas e agricultura: Redução do risco alimentar através de estratégias de adaptação, em Balestri S., B. S. (ed.), Erradicação da pobreza: acesso à terra, acesso aos alimentos, EDUCatt – Ente per il Diritto allo Studio Universitario dell'Università Cattolica, Milano 2015: 131-145 [<http://hdl.handle.net/10807/125169>]
- MOTTA-JR., J.C. Estrutura trófica e composição da avifauna de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. *Ararajuba*, 1:65- 71, 1990.
- MURPHY M. Tendências da população aviária na evolução do cenário agrícola do Leste e centro dos Estados Unidos. **Auk**, 120, pp. 20-34, 2003.

- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, 2000.
- NAVARRO, A. B.; MAGIOLI, M.; MOREIRA, M. Z.; SILVEIRA, L. F. Perspectives and challenges on isotopic ecology of terrestrial birds in Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 39, e21023, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1984-4689.v39.e21023>.
- NEWSOME, S. D.; et al. Can stable isotope ratios of amino acids be used to estimate trophic position? **Ecology**, v. 88, n. 4, p. 1050-1056, 2007.
- NEWTON, I. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an overview. **Ibis**, v. 146, n. 4, p. 579-600, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00286.x>
- OKSANEN, T.; OKSANEN, L.; GYLLENBERG, M. Exploitation ecosystems in heterogeneous habitat complexes II: impact of small-scale heterogeneity on predator-prey dynamics. **Evolutionary Ecology**, v. 6, n. 5, 1992. <https://doi.org/10.1007/BF02270699>
- PEREIRA, A. L.; BENEDITO, E. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. **Revista Biociências**, v. 13, n. 1/2, p. 16-27, 2007. <https://periodicos.unitau.br/biociencias/article/view/303/247>
- PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293-320, 1987. DOI: 0066-4162/87/1120-0293\$02.00
- POLIS, G. A.; ANDERSON, W. B.; HOLT, R. D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 289-316, 1997. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.289>
- POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)
- PREVEDELLO, J. A.; ALMEIDA-GOMES, M.; LINDENMAYER, D. B. The importance of scattered trees for biodiversity conservation: a global meta-analysis. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 205-214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12943>.
- RAND, T. A.; LOUDA, S. M. Spillover of agriculturally subsidized predators as a potential threat to native insect herbivores in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1720-1729, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00507.x>
- REZENDE, C. E.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSUBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMIER, R. A. Do ponto de acesso para *hotspot*: uma oportunidade para a Mata Atlântica Brasileira. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. A Mata Atlântica brasileira: quanto resta e como está o restante? Implicações para a

conservação. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RICKETTS TH, Daily GC, Ehrlich PR, Michener CD. Valor econômico da floresta tropical para a produção de café. **Proceedings of the National Academy of Sciences (EUA)** **18**: 12579 – 12582, 2004.

RICKLEFS, R.E. & TRAVIS, J. A morphological approach to the study of avian community organization. **Auk**, 97:321-338, 1980.

RIES, L.; FLETCHER JUNIOR, R. J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. 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. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>

ROBERTSON, B. A. Forging new in bird migration. **Birding**, v. 32, n. 1, p. 142–145, 2004.

ROOT, R.B. The niche exploitation patterns of the Blue-gray Gnatcatcher. *Ecology Monograph*, v. 37, p. 317-350, 1967.

ROSÁRIO, L. A.; MARTERER, B. T. P. Conservação da Avifauna na Região Sul do Estado de Santa Catarina. Florianópolis: FATMA, 1991, 56 p.

RUBENSTEIN, D. R.; CHAMBERLAIN, C. P.; HOLMES, R. T.; AYRES, M. P.; WALDBAUER, J. R.; GRAVES, G. R.; TUROSS, N. C. Linking breeding and wintering ranges of a migratory songbird using stable isotopes. **Science**, v. 295, p. 591–593, 2002. DOI: 10.1126/science.1067124

RUBENSTEIN, D. R.; HOBSON, K. A. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, p. 256–263, 2004. DOI: 10.1016/j.tree.2004.03.017

RUDORFF, B. F.; SUGAWARA, L. M. Mapeamento de cana-de-açúcar na Região Centro-Sul através de imagens de satélites. **Informe Agropecuário**, v. 28, n. 241, p. 79–86, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000300016>

SANTOS, A.M.R. Comunidade de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 12, p. 41- 49, 2004.

SAUER, J. R.; HINES, J. E.; FALLON, J. E.; PARDIECK, K. L.; ZIOLKOWSKI, D. J. Jr.; LINK, W. A. North American breeding bird survey, results and analysis 1966–2013, version 01. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD, 2014.

SCHERER, A.; SCHERER, S. B.; BUGONI, L.; MOHR, L. V.; EFE, M. A.; HARTZ, S. M. Trophic structure of the bird community in eight parks of Porto Alegre, RS. **Ornithologia**, v. 1, n. 1, p. 25-32, 2005.

SCHIFFERLI, L.; GRÜEBLER, U. M.; MEIJER, H. A. J.; VISSER, G. H.; NAEF-DAENZER, B. Parent effort in the barn swallow (*Hirundo rustica*) increases when feeding conditions are good. **Ibis**, v. 156, p. 777-787, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/ibi.12186>.

- SILVA, C. M.; PEREIRA, J. A. C.; GUSMÕES, J. D. S.; MENDES, B. E. P.; VALENTE, H.; MORGAN, A. P.; GOULART, D.; HASUI, E. Gap crossing by birds in open matrices depends on landscape structure, tree size, and predation risk. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, p. 73-82, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.02.001>.
- SILVA, W. R., Aleixo, A. L. P. 1996. Estudo da diversidade de espécies de aves do Estado de São Paulo: versão preliminar, dezembro/1996. Disponível em <http://www.biota.org.br/info/historico/workshop/revisoes/aves.pdf>.
- SIRIWARDENA, G. M. The importance of spatial and temporal scale for agri-environment scheme delivery. **Ibis**, v. 152, p. 515–529, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01034.x>
- SISK, T. D.; HADDAD, N. M.; EHRLICH, P. R. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Ecological Applications**, v. 7, n. 4, p. 1170–1180, 1997. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1170:BAIPWM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1170:BAIPWM]2.0.CO;2)
- SOULÉ, M. E. **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 204 p.
- STAMPS, J. A.; BUECHNER, M.; KRISHNAN, V. V. The effects of edge permeability and habitat geometry on habitat patch emigration. **The American Naturalist**, v. 129, n. 4, p. 533–552, 1987. DOI: <https://doi.org/10.1086/284656>.
- STANTON, R. L.; MORRISSEY, C. A.; CLARK, R. G. Foraging responses of tree swallows (*Tachycineta bicolor*) to agricultural land use and prey abundance. **Canadian Journal of Zoology**, v. 94, p. 637–642, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjz-2015-0238>.
- TALERO, C. M. (2021). Aspectos espaciais e temporais do transbordamento de aves em paisagens antropogênicas [Universidade de São Paulo]. <https://doi.org/10.11606/T.41.2020.TDE-30112020-120143>
- TERBORGH, J. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: W. Junk, 1986. p. 371–384.
- TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B. L. A procura global de alimentos e a intensificação sustentável da agricultura. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 50, p. 20260–20264, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>.
- TSCHARNTKE, T.; RAND, T.; BIANCHI, F. O contexto paisagístico da atividade trófica: interações e transbordamento de insetos através da interface cultura-não cultura. **Web of Knowledge**, 2005.
- TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. M.; RAND, T. A.; DIDHAM, R. K.; FAHRIG, L.; BATÁRY, P.; BENGTTSSON, J.; CLOUGH, Y.; CRIST, T. O.; DORMANN, C. F.; EWERS, R. M.; FRÜND, J.; HOLT, R. D.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A. M.; KLEIJN, D.; KREMEN, C.; LANDIS, D. A.; LAURANCE, W.; LINDENMAYER, D.;

SCHERBER, C.; SODHI, N.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WESTPHAL, C. Moderação da paisagem da biodiversidade: padrões e processos – oito hipóteses. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 661–685, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer-Verlag, 2015. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforestry forests act as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1907–1922, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0>.

VAN BAEL, S.; PHILPOTT, S. M.; GREENBERG, R.; BICHER, P.; BARBER, N.; MOONEY, K.; GRUNER, D. S. Birds as predators in tropical agroforestry systems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 928–934, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-1976.1>.

VICKERY, J. A.; TALLOWIN, J. R.; FEBER, R. E.; ASTERAKI, E. J.; ATKINSON, P. W.; FULLER, R. J.; BROWN, V. K. The management of neutral lowland grasslands: effects of agricultural practices on birds and their food resources. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 647–664, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>.

VICKERY, P. D.; TUBARO, P. L.; CARDOSO DA SILVA, J. M.; PETERJOHN, B.; HERKERT, J. R.; CAVALCANTI, R. B. Grassland bird conservation in the western hemisphere. **Studies in Avian Biology**, v. 19, p. 2–26, 1999.

VICTOR, M. A. M. **A devastação florestal**. São Paulo: SBS, 1975. 48 p.

VICTOR, M. A. M.; CAVALLI, A. C.; GUILLAUMON, J. R.; SERRA FILHO, R. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. 72 p.

VOLPATO, G. L. Publicação Científica. 2ª Ed. Botucatu, SP: Joarte Gráfica e Editora, 2003.

WADE, T. G.; RIITERS, K. H.; WICKHAM, J. D.; JONES, K. B. Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, v. 7, n. 2, p. 7, 2003. <https://www.jstor.org/stable/26271943>

WEBER, P. K.; HUTCHEON, I. D.; MCKEEGAN, K. S.; INGRAM, B. L. Otolith sulfur isotope method to reconstruct salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) life history. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 59, p. 587–591, 2002. <https://doi.org/10.1139/f02-038>

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237–256.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, v. 125, n. 6, p. 879–887, 1985. <https://doi.org/10.1086/284386>

- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- WILMAN, H.; BELMAKER, J.; SIMPSON, J.; DE LA ROSA, C.; RIVADENEIRA, M. M.; JETZ, W. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, n. 7, p. 2027, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>.
- WINKLER, D. W.; LUO, M. K.; RAKHIMBERDIEV, E. Effects of temperature on food provisioning and nestling mortality in tree swallows (*Tachycineta bicolor*). **Oecologia**, v. 173, p. 129-138, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2605-z>.
- ZHAO, L. Y.; SCHELL, D. M. Stable isotope ratios in harbor seal *Phoca vitulina vibrissae*: effects of growth patterns on ecological records. **Marine Ecology Progress Series**, v. 281, p. 267–273, 2004. doi:10.3354/meps281267

## APÊNDICE

Relação das espécies de aves registradas na área de estudo, discriminadas segundo o tipo de matriz adjacente (café ou pastagem). As espécies foram classificadas quanto à dependência de habitat em: DF = Dependente Florestal, GH = Generalista de Habitat e EAA = Especialista em Áreas Abertas, conforme del Hoyo *et al.* (2020); e quanto ao grupo trófico em: IS = Insetívoro e NI = Não Insetívoro, conforme Wilman *et al.* (2014).

Nome Científico	Nome Popular	Tipo de Matriz e Quantidade	Tipo de Matriz e Quantidade	Especificidade de habitat	Guilda Alimentar
<i>Arremon flavirostris</i>	Tico-tico-de-bico-amarelo	Pasto 02	Café 02	DF	NI
<i>Amazilia lactea</i>	Beija-flor-do-peito-azul	Pasto 06	-----	GH	NI
<i>Anabazenops b. fuscus</i>	Trepador-coleira	Pasto 01	-----	DF	IS
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Pula-pula	-----	Café 04	DF	IS
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	Pula-pula-de-barriga-branca	Pasto 10	Café 21	GH	IS
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pula-pula-assobiador	Pasto 06	Café 05	GH	IS
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Risadinha	Pasto 01	Café 03	GH	IS
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Tangara	Pasto 01	Café 01	DF	NI
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Besourinho-de-bico-vermelho	Pasto 01	Café 05	GH	NI
<i>Coereba flaveola</i>	Cambacica	Pasto 04	Café 04	GH	NI
<i>Conopophaga lineata</i>	Chupa-dente	Pasto 01	Café 06	DF	IS
<i>Colonia colonus</i>	Maria-viuvinha	Pasto 01	-----	DF	IS
<i>Conirostrum speciosum</i>	Figuinha-de-rabo-castanho	Pasto 01	-----	DF	IS
<i>Coryphospingus cuculatus</i>	Tico-tico-rei	-----	Café 01	GH	NI
<i>Coryphospingus pileatus</i>	Tico-tico-rei-cinza	Pasto 03	Café 01	GH	NI
<i>Craniolleuca pallida</i>	Arredio-pálido	Pasto 01	Café 01	DF	IS
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Pitiguari	Pasto 01	Café 02	GH	IS
<i>Dacnis cayana</i>	Saf-azul	Pasto 02	-----	GH	NI
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Arapaçu-grande	Pasto 01	-----	DF	IS
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Choquinha-lisa	Pasto 02	-----	DF	IS
<i>Elaenia flavogaster</i>	Guaracava-de-topete-uniforme	Pasto 01	-----	EAA	IS
<i>Elaenia mesoleuca</i>	Tuque	Pasto 01	Café 02	DF	IS
<i>Euphonia chlorotica</i>	Fim-fim	-----	Café 01	GH	NI
<i>Galbula ruficauda</i>	Ariramba-de-cauda-ruiva	-----	Café 03	GH	IS
<i>Haplospiza unicolor</i>	Cigarra-bambu	Pasto 02	-----	EAA	NI
<i>Heliothryx auritus</i>	Beija-flor-de-bochecha-azul	Pasto 01	Café 02	GH	NI
<i>Heliomaster squamosus</i>	Bico-reto-de-banda-branca	-----	Café 01	GH	NI
<i>Hemitriccus diops</i>	Olho-falso	-----	Café 01	DF	IS
<i>Hylophylus amaurocephalus</i>	Vite-vite-de-olho-cinza	-----	Café 02	GH	IS
<i>Hylophilus poecilotis</i>	Verdinho-coroado	Pasto 01	Café 01	DF	IS
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	Maria-preta-de-bico-azulado	Pasto 01	-----	DF	IS
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	Arapaçu-escamado	Pasto 01	-----	DF	IS
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Cabeçudo	Pasto 02	Café 01	DF	IS
<i>Leptoitila verreauxi</i>	Juriti-pupu	Pasto 04	Café 08	GH	NI
<i>Malacoptila striata</i>	Barbudo-rajado	-----	Café 02	DF	IS

<i>Mionectes rufiventris</i>	Abre-asa-de-cabeça-cinza	Pasto 01	Café 02	DF	NI
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Filipe-de-peito-riscado	Pasto 02	Café 01	GH	IS
<i>Myobius atricaudus</i>	Assanhadinho-de-cauda-preta	Pasto 01	Café 02	GH	IS
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	Bacurau-ocelado	-----	Café 01	EAA	IS
<i>Piaya cayana</i>	Alma-de-gato	-----	Café 01	GH	IS
<i>Phaetornis pretrei</i>	Rabo-branco-acanelado	Pasto 04	Café 04	GH	NI
<i>Phaetornis eurynome</i>	Rabo-branco-de-garganta-rajada	Pasto 02	-----	GH	NI
<i>Picumnus cirratus</i>	Picapauzinho-barrado	-----	Café 01	GH	IS
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Papa-taoca-do-sul	Pasto 01	Café 05	DF	IS
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	Tororó	-----	Café 03	GH	IS
<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó	Pasto 01	-----	GH	NI
<i>Saltator fuliginosus</i>	Bico-de-pimenta	Pasto 01	Café 01	DF	NI
<i>Saltator similis</i>	Trinca-ferro-verdadeiro	Pasto 05	Café 15	GH	NI
<i>Serpophaga subcristata</i>	Alegrinho	-----	Café 02	GH	IS
<i>Sicalis luteola</i>	Tipio	Pasto 01	Café 01	EAA	NI
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Andorinha-serradora	-----	Café 01	EAA	IS
<i>Sitta somus griseicapillus</i>	Arapaçu-verde	Pasto 01	Café 01	DF	IS
<i>Sporophila caeruleascens</i>	Coleirinho	Pasto 40	Café 10	EAA	NI
<i>Synallaxis spixi</i>	João-teneném	Pasto 02	-----	GH	IS
<i>Synallaxis frontalis</i>	Petrim	Pasto 03	Café 01	GH	IS
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Pichororé	Pasto 01	Café 07	DF	IS
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Trepador-quiete	-----	Café 04	DF	IS
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tiê-preto	Pasto 19	Café 40	GH	IS
<i>Tangara cayana</i>	Saíra-amarela	Pasto 04	Café 03	GH	NI
<i>Thalurania glaucopis</i>	Beija-flor-de-frente-violeta	Pasto 01	Café 04	GH	NI
<i>Thalurania furcata</i>	Beija-flor-tesoura-verde	Pasto 01	-----	GH	NI
<i>Thraupis sayaca</i>	Sanhaçu-cinzento	Pasto 01	Café 02	GH	NI
<i>Thamnophilus caeruleascens</i>	Choca-da-mata	-----	Café 09	DF	IS
<i>Thlypopsis sordida</i>	Saíra-canário	-----	Café 02	GH	NI
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Cigarra-preta	Pasto 09	-----	GH	NI
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Teque-teque	-----	Café 02	GH	IS
<i>Trichothraupis melanopsis</i>	Tiê-de-topete	Pasto 05	Café 05	DF	IS
<i>Troglodytes musculus</i>	Curruíra	Pasto 01	-----	EAA	IS
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	Pasto 02	Café 02	GH	NI
<i>Turdus albicollis</i>	Sabiá-coleira	-----	Café 03	DF	IS
<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	Pasto 02	-----	GH	IS
<i>Turdus rufiventris</i>	Sabiá-laranjeira	Pasto 05	Café 13	GH	NI
<i>Tyranus melancholicus</i>	Suiriri-tropical	Pasto 01	-----	GH	IS
<i>Volatinia jacarina</i>	Tiziu	Pasto 04	Café 01	EAA	NI
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Arapaçu-rajado	-----	Café 01	DF	IS
<i>Zonotrichia capensis</i>	Tico-tico	Pasto 16	Café 19	EAA	NI

Média dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio segundo a classificação de habitat e alimentação.

<b>Matriz</b>	<b>Classificação</b>	<b><math>\delta^{15}\text{N}\text{‰}</math> Média</b>	<b><math>\delta^{13}\text{C}\text{‰}</math> Média</b>
<b>Pasto</b>	DF/IR	9,11‰	-23,31‰
<b>Pasto</b>	DF/IO	5,83‰	-24,02‰
<b>Pasto</b>	GH/IR	8,22‰	-22,86‰
<b>Pasto</b>	GH/IO	9,25‰	-22,14‰
<b>Pasto</b>	GH/NI	5,07‰	-10,38‰
<b>Pasto</b>	EAA/IR	11,33‰	-18,36‰
<b>Pasto</b>	EAA/IO	6,82‰	-15,45‰
<b>Pasto</b>	EAA/NI	4,96‰	-11,86‰
<b>Café</b>	DF/IR	9,14‰	-23,19 ‰
<b>Café</b>	DF/IO	7,12‰	-24,07‰
<b>Café</b>	GH/IR	8,70‰	-23,31‰
<b>Café</b>	GH/IO	8,87‰	-22,75‰
<b>Café</b>	GH/NI	6,37‰	-23,93‰
<b>Café</b>	EAA/IR	11,15‰	-19,25‰
<b>Café</b>	EAA/IO	7,88‰	-18,50‰
<b>Café</b>	EAA/NI	6,75‰	-13,79‰