

BRUNO SENNA CORRÊA

**AVIFAUNA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS E
CORREDORES ECOLÓGICOS NO MUNICÍPIO DE
LAVRAS – MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Curso de Doutorado em
Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo
Ambiental, para obtenção do título de “Doutor”.

Orientador

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

Lavras
Minas Gerais – Brasil
2008

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Corrêa, Bruno Senna.

Avifauna em fragmentos florestais e corredores ecológicos no município de Lavras – Minas Gerais. / Bruno Senna Corrêa.. -- Lavras : UFLA, 2008. 132 p. : il.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2008.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Avifauna. 2. Fragmentos florestais. 3. Corredores ecológicos. 4. Cerrado. 5. Diversidade de espécies. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD- 598.298161

BRUNO SENNA CORRÊA

**AVIFAUNA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS E
CORREDORES ECOLÓGICOS NO MUNICÍPIO DE
LAVRAS – MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Curso de Doutorado em
Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo
Ambiental, para obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA em 7 de março de 2008

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada	UFLA
Prof. Dr. Eduardo van den Berg	UFLA
Prof. Dra. Érica Hasui	UNIFAL
Prof. Dr. Lemuel Olívio Leite	UNIMONTES
Prof. Dr. Marcelo Passamani	UFLA

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada
UFLA
(Orientador)

**Lavras
Minas Gerais – Brasil
2008**

AGRADECIMENTOS

Minha esposa Michelle, que sempre esteve ao meu lado, entendendo as noites que passei acordado realizando análise e as saídas de campo na madrugada.

Aos meus filhos Bruna e Tiago, fontes de inspiração.

Aos meus pais que sempre apoiaram minhas metas e objetivos.

Ao prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada, pela oportunidade de trabalhar com ecologia de aves, pela paciência e orientação, fundamentais na minha evolução como ornitólogo.

Ao amigo Aloysio Souza Moura, pela amizade e pelo auxílio nas campanhas de campo.

Aos amigos e colegas da EAFI, Cíntia, Laércio, Isaías, Alexandre, João Célio, Miguel, Lúcia, Rodrigo, Ademir, Luís Carlos, Lílian, pela ajuda psicológica no fim da jornada.

SUMÁRIO

Página

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
CAPÍTULO 1 BIOMA CERRADO, FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E RELAÇÕES ECOLÓGICAS COM A COMUNIDADE AVIFAUNÍSTICA	
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
2.1 Bioma Cerrado.....	3
2.2 Avifauna de Cerrado	5
2.3 Fragmentação do Cerrado e avifauna.....	7
2.4 Corredores ecológicos	17
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22
CAPÍTULO 2 LEVANTAMENTO DA COMUNIDADE DE AVES, EM UM SISTEMA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS INTERCONECTADOS POR CORREDORES ECOLÓGICOS, NO MUNICÍPIO DE LAVRAS – MINAS GERAIS	
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO.....	43
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	45
2.1 Área de estudo	45
2.2 Avaliação da avifauna	49
2.2.1 Levantamento de avifauna	49
2.3 Descrição e caracterização da comunidade.....	51
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4 CONCLUSÃO.....	67
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
6 ANEXOS.....	75
CAPÍTULO 3 ESTRUTURA DAS GUILDAS ALIMENTARES DA COMUNIDADE DE AVES NO SISTEMA FRAGMENTO-CORREDOR-MATRIZ NO MUNICÍPIO DE LAVRAS – MINAS GERAIS	

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO	87
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	90
2.1 Área de estudo	90
2.2 Métodos	93
2.3 Descrição e caracterização das guildas alimentares da comunidade.....	94
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	96
3.1 Guildas alimentares	96
2.2 Análise da estrutura de guildas por espécies	104
2.3 Análise da estrutura de guildas por indivíduos	105
4 CONCLUSÃO.....	109
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
CAPÍTULO 4 ESTUDO DO NÍVEL DE PREDUÇÃO DE OVOS EM NINHOS ARTIFICIAIS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS E CORREDORES ECOLÓGICOS NO SE DO BRASIL	
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO.....	117
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	119
2.1 Área de estudo	119
2.2 Ninhos artificiais.....	123
2.3 Análise estatística	123
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	125
4 CONCLUSÃO.....	128
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129

RESUMO

CORRÊA, Bruno Senna. **Avifauna em fragmentos florestais e corredores ecológicos no município de Lavras – Minas Gerais**. 2008. 132 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

O Bioma Cerrado vem sofrendo um processo de degradação há, pelo menos um século. Entre as consequências dessa degradação observa-se a destruição de ambientes, alterando as suas características físicas e biológicas específicas. Entre os grupos da fauna que sofrem consideravelmente com essa degradação, destacam-se as aves. Espécies de aves dependentes de microclimas e microhabitats específicos vêm sofrendo com o processo de fragmentação do Cerrado. A extinção de espécies de aves florestais sensíveis a alterações de habitat é um fato que tem sido levantado no meio científico. Recentemente, tem sido estudada a presença de corredores ecológicos (corredores de fauna), em ambientes fragmentados. Estudos conservacionistas propõem a implementação de corredores ecológicos para manutenção da diversidade em ambiente fragmentados. Entretanto, fatores como a forma, a extensão, a largura e o tipo de matriz adjacente são essenciais para o funcionamento eficaz desses elementos de paisagem. Os corredores e fragmentos estudados estão localizados na cidade de Lavras, região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais e estão compreendidos entre as coordenadas 21°19'25.2"S e 44°59'53.1"W, 21°17'15.1"S e 44°58'59.3"W. Ao todo, foram analisados oito fragmentos interligados a um corredor de vegetação composto por um eixo principal e quatro ramificações. O sistema fragmento-corredor possui equabilidade e diversidade dentro da média encontrada para os demais fragmentos da região. Objetivou-se neste trabalho levantar a diversidade de aves no sistema, avaliar a distribuição das guildas alimentares e verificar o nível de predação de ovos em ninhos artificiais, nos fragmentos florestais e corredores ecológicos. A diversidade de aves foi baixa (179 espécies), assim como os endemismos (3 endemismos de Cerrado), espécies vulneráveis (2 espécies) e espécies ameaçadas de extinção (2 espécies ameaçadas no Brasil) (1 espécie ameaçada de Mata Atlântica), quando comparada com fragmentos de Floresta Atlântica. A distribuição das guildas alimentares corroborou dados típicos de ambientes antropizados, com predomínio de guildas generalistas e grupos pouco sensíveis ao processo de fragmentação. Os dados relativos à predação de ninhos mostraram não haver diferenças entre o nível de predação na borda, no interior e nos corredores ecológicos. O sistema fragmento-corredor é pouco eficiente para a conservação de espécies sensíveis e especializadas, mas pode funcionar para a conservação

da diversidade de aves com média e baixa sensibilidade e em projetos de conservação de paisagens florestais.

Termos para indexação: avifauna, fragmentação, corredores ecológicos, Cerrado

¹ **Comitê Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada -UFLA (Orientador)**

ABSTRACT

CORRÊA, Bruno Senna. **Bird assemblage in forest fragments and ecological corridors on Lavras municipality, Brazil**. 2008. 132 p. Thesys (Doctor Degree in Forestry Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

Cerrado has been suffering disturbance since the beginning of the last century. Habitat destruction seems to be the most important consequence. Birds have been the one of the most affected by man disturbance in Cerrado. Specific microclimate and microhabitat species dependents have been changing their dynamics. Recently ecological corridors, in fragmented landscapes have been studied. Conservation studies proposed the use of ecological corridors in order to maintain the biodiversity in those ecosystems. However, some questions about the design, the shape, the length, the width and the type of adjacent matrix are necessary to the effectiveness of this system. The studied corridors and fragments are located in Lavras municipality, Minas Gerais State, Brazil, between the coordinates 21°19'25.2"S e 44°59'53.1"W, 21°17'15.1"S e 44°58'59.3"W. 8 fragments connected to 1 ecological corridor composed by 1 main axis and 4 ramifications have been surveyed. The fragment-corridor system has the equability and diversity similar to the fragments of the region. This study has the purposes to survey the bird diversity, to evaluate the bird feed guild distribution and to verify the nest predation level in the system. Low bird diversity (179 species) and low endemisms numbers (3 spp. from Cerrado, 2 spp vulnerable species, 2 spp endangered species Brazil, 1 sp endangered from Atlantic Forest) have been found. Feed guild showed several generalists and low disturbance sensitive group species as observed in disturbed areas. Nest predation data indicated the same predation levels for edge, interior and corridors. The system seems to be inefficient to sensitive and specialized bird species conservation, but it could work to maintain the biodiversity (medium and low sensitive bird species) and in forest landscape conservation projects.

Indexed expressions: birds survey, fragmentation, ecological corridors, Cerrado

² **Guidance Committe: Júlio Neil Cassa Louzada -UFLA (Supervisor)**

CAPÍTULO 1

BIOMA CERRADO, FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E RELAÇÕES ECOLÓGICAS COM A COMUNIDADE AVIFAUNÍSTICA

1 INTRODUÇÃO

O Cerrado é um bioma que apresenta área superior a dois milhões de quilômetros quadrados. Trata-se de uma vegetação com fitofisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres, condicionadas pelo clima, latitude, química e física do solo, disponibilidade de água e fatores antrópicos (Barbosa & Schmitz, 1998).

Os distúrbios provocados no Bioma, formam matrizes vegetacionais como uma colcha de retalhos, marcando limites que podem ser considerados barreiras geográficas. Associada a essas matrizes, observa-se a expansão agrícola e urbana que vêm alterando as fitofisionomias naturais. A legislação ambiental, na tentativa de estabelecer critérios e regras para conter a expansão agrícola de forma ordenada e controlada, estabeleceu o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) – (D.O.U. de 16/09/65).

Entre os fatores que alteram as fitofisionomias naturais e a distribuição e dispersão das comunidades avifaunísticas, observa-se a fragmentação florestal. A fragmentação gera alterações nos habitats naturais, modificando os nichos e o microclima dos ambientes (fatores abióticos e fatores bióticos), reduzindo assim a disponibilidade de recursos alimentares (qualidade e/ou quantidade), espaço e abrigo (Turner, 1996).

A avifauna do Cerrado engloba diversas espécies residentes e migratórias, que estabelecem comportamentos específicos ao longo das estações do ano. Tais comportamentos como o tipo de forrageamento e a procura de espaço para abrigo e nidificação, permitem observar diferentes grupos de aves ao longo do ano: insetívoros, na primavera e verão; granívoros e frugívoros com distribuição sazonal; onívoros durante todo o ano (Sick, 2001).

A distribuição das comunidades de aves do Cerrado, também está relacionada aos gradientes topográfico e vegetacional. Observam-se grupos de aves generalistas que apresentam ampla distribuição e dieta diversificada, e grupos especialistas, dependentes de ambientes não antropizados, como as espécies florestais, de dieta e comportamento específicos (Sick, 2001).

Este capítulo tem por objetivos:

Objetivo geral:

- levantar informações bibliográficas sobre a ecologia de aves em ambientes fragmentados do Cerrado.

Objetivos específicos:

- informar a relação entre a distribuição de aves e a distribuição de espécies florestais;

- discutir a importância de corredores ecológicos na distribuição de avifauna em ambientes fragmentados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Bioma Cerrado

O Cerrado é considerado um complexo vegetacional com características ecológicas e fisionômicas similares a outras savanas da América tropical, da África e da Austrália (Eiten, 1994). Por se tratar do bioma que mais sofre pressão humana no Brasil (Ratter et al., 1997), seja pelas queimadas (Ribeiro & Walter, 1998), ou pela expansão agrícola, observa-se que a cobertura original do cerrado brasileiro já foi reduzida em mais de 37% (Felfili, 2003). Essa redução de áreas, associada ao isolamento altera a estrutura do ambiente comprometendo sua biodiversidade, aumentando o risco de extinções (Metzger, 1999).

A riqueza de espécies e a grande variabilidade de sua distribuição nas diferentes fitofisionomias dependem basicamente de fatores naturais e antrópicos (Ribeiro & Silva, 1996). Entre os fatores naturais que mantêm a biodiversidade, encontram-se aqueles que atuam nos processos de formação do bioma como clima, topografia e características químicas do solo. Quanto aos fatores antrópicos que, em geral, desfavorecem a biodiversidade, destacam-se o extrativismo e as atividades agrícolas.

Segundo Mendonça et al. (1998) o Bioma apresenta-se como uma das mais ricas savanas do mundo, cuja flora é composta por 6.420 espécies vasculares. O cerrado *sensu stricto*, uma das fitofisionomias mais representativas do Bioma (70% do total), tem sua paisagem composta por um estrato herbáceo dominado principalmente por gramíneas, e um estrato de árvores e arbustos tortuosos, com ramificações irregulares e retorcidas, variando em cobertura de 10 a 60 % (Eiten, 1994).

A flora do Cerrado mostra-se característica e diferenciada dos biomas adjacentes, embora possa existir compartilhamento de espécies entre biomas (Oliveira Filho & Ratter, 1995). No caso de ambientes florestais, como florestas de galeria, o clima influencia indiretamente a vegetação, fornecendo condições químicas e físicas que moldam sua distribuição espacial e vertical. A distribuição da vegetação é condicionada pelo gradiente topográfico (Corrêa & Berg, 2002), queimadas, profundidade do lençol freático e pastejo (expansão agrícola, retirada de madeira, etc.) e solo (Eiten, 1994).

A diversidade das formações florestais associadas aos cursos de água do Cerrado, quando comparadas às de outros biomas (da Floresta Amazônica até a Floresta Atlântica), podem ser observadas numa rota noroeste-sudoeste, através de uma rede dendrítica de florestas ciliares que cruzam o Brasil dentro do Bioma Cerrado. Essa rota fornece informações sobre os padrões florísticos ligados com a Floresta Amazônica (florestas do norte e oeste do Cerrado) ou com as florestas semidecíduas montanas do Sudeste brasileiro (florestas do centro e do sul) (Ratter et al., 1973; Rizzini, 1979).

A diversidade de ambientes do Cerrado gera uma grande variação de espécies de fauna e flora. Se, por um lado, a estratificação vertical da Amazônia ou da Mata Atlântica proporciona oportunidades diversas para o estabelecimento das espécies, no Cerrado a heterogeneidade espacial (a variação dos ecossistemas ao longo do espaço) parece ser um fator determinante para a ocorrência de um variado número de espécies (Sick, 2001). Os ambientes do Cerrado variam, significativamente, no sentido horizontal, sendo que áreas campestres, capões de mata, florestas e áreas brejosas podem existir em uma mesma região, sendo definidos como mosaicos vegetacionais (Machado et al., 2004).

Apesar do conhecimento e do entendimento para compreensão dos processos ecológicos do bioma ainda se mostrarem insuficientes para avaliar as

mudanças nos sistemas naturais (Lambin, 1997), novos esforços vêm sendo realizados no intuito de entender os efeitos das alterações no Cerrado (Aguiar et al., 2004; Machado et al., 2005) e suas conseqüências para grupos de fauna como aves (Machado, 2000; Machado et al., 2002; Lima et al., 2003).

2.2 Avifauna de Cerrado

A diversidade de aves do Cerrado engloba cerca de 856 espécies, distribuídas em 64 famílias, incluindo residentes, migrantes altitudinais e migrantes dos hemisférios Norte e Sul (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, CBRO, 2007). O Cerrado apresenta 36 espécies endêmicas (Silva, 1995; Cavalcanti, 1999; Silva & Bates, 2002; Lopes, 2004), um total de 48 táxons ameaçados (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Ibama, 2003; União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais, IUCN, 2007) 14 táxons endêmicos do Bioma e 14 táxons endêmicos do Brasil (Ibama, 2003; IUCN, 2007). A sua distribuição, entre outros fatores está associada à grande variedade de frutos, ocorrência de abrigos naturais e clima (Barbosa & Schmiz, 1998). Para o estado de Minas Gerais, segundo Collar et al. (1994), das 780 espécies presentes, 83 fazem parte da lista de espécies ameaçadas do Estado - Deliberação COPAM 041/95.

Em relação a avifauna do Cerrado, Antas (1999) observou variações na densidade populacional de aves em dois ambientes do Cerrado, associadas a alterações ambientais nos ecossistemas (precipitação pluviométrica, permeabilidade da matriz). Entretanto, nesse estudo observou-se que mecanismos de metapopulações poderiam estar atuando nessas comunidades, levando em consideração a distribuição das fitofisionomias em mosaico com outras vegetações.

Trabalhos relacionando a avifauna do Cerrado envolvem parâmetros como os tipos de ambientes (Monteiro & Brandão, 1995; Braz & Cavalcanti,

2001; Martins, 2001; Fanchin, 2004; Valadão et al., 2006), endemismos (Silva, 1997; Silveira & D’Horta, 2001), estudos de conservação (Silva, 1998a; Cavalcanti, 1999; Straube et al., 2005; Correa et al., 2007), a riqueza de espécies (Scherer-Neto et al., 1991, 1994, 1996; Robbins et al., 1999; Urben-Filho et al., 2000; Braz et al., 2002; Fontes et al., 2002), dieta (Mercival & Galetti, 2002; Manhães, 2003; Siqueira et al., 2007), bandos mistos (Silva, 1980; Alves, 1988), reprodução (Alves, 1988; Cintra, 1988; Macedo, 1992; Marini & Cavalcanti, 1992; Marini et al., 2007), comportamento (Silva, 1980; Cavalcanti & Pimentel, 1988; Alves, 1990; Marini, 1992; Barbosa, 1999; Ragusa-Neto, 2000; Marcondes-Machado, 2002), biogeografia (Silva, 1998b; Cavalcanti, 1990; Nunes & Tom, 2004) entre outros.

Diversos motivos levaram à inclusão de aves na lista de espécies ameaçadas de Minas Gerais. Os motivos e o número de espécies de cada categoria envolvem entre outros fatores: a destruição de habitats (n = 61 espécies); a presença na lista oficial do Ibama (n = 50 espécies); a ocorrência de populações pequenas e/ou isoladas (n = 44 espécies); a exploração predatória (caça ou perseguição) (n = 32 espécies); a área de distribuição restrita (n = 17 espécies); o comportamento nômade (n = 2 espécies); a presença de populações em declínio (n = 2 espécies) e ausência de registros por mais de 50 anos (n = 2 espécies). Essa análise revela que a destruição de habitats é o fator que mais afeta a avifauna de Minas Gerais (Collar et al., 1994).

No Cerrado, observa-se a redução da quantidade de insetos no inverno (estação seca), seguida de um aumento gradual na primavera e verão, com a chegada das chuvas (Cavalcanti, 1990). Dessa forma, migrações de tiranídeos insetívoros, são vistas como estratégias oportunistas, com espécies de aves invadindo os cerrados justamente na época de maior abundância de insetos. Esse recurso, embora temporário, é bastante rico. Insetos como himenópteros e térmitas produzem suas formas aladas reprodutivas, presas fáceis e abundantes,

durante a primavera e o verão (Cavalcanti, 1990). A disponibilidade de alimento permite a reprodução dos adultos e a alimentação dos jovens. Ao fim das chuvas, pode ser observado um aumento da densidade populacional de aves, seguida de queda de densidade populacional de insetos. Essa redução na disponibilidade de insetos gera como resposta da avifauna, o processo de migração para outras regiões. As aves que permanecem nos cerrados o ano todo, aparentemente mantêm densidades mais baixas do que as migratórias, fato relacionado com a disponibilidade de alimento durante o ano. A abundância de frutos também varia sazonalmente, e durante a época chuvosa esses recursos são utilizados por tiranídeos e traupídeos (Cavalcanti, 1990).

2.3 Fragmentação do Cerrado e avifauna

O processo de expansão agrícola nas últimas décadas tem provocado um aumento na fragmentação de florestas nativas. Tais processos provocam distúrbios sobre o ambiente, seja na modificação de elementos da estrutura física dos ecossistemas, seja na estrutura da paisagem como um todo (Valério Filho, 1995).

Viana (1990) sugere o termo fragmento como uma área interrompida por barreiras antrópicas (estradas, pastagens) ou naturais (montanhas, lagos) com capacidade de reduzir o fluxo de animais, pólen ou sementes. Nesse contexto, Cerqueira et al. (2003), definiram fragmentação como o processo no qual um habitat contínuo é dividido em manchas, ou fragmentos, mais ou menos isolados.

A fragmentação é um processo de mudanças na escala espacial importante na evolução e conservação. Tal processo promove a emergência de descontinuidades em ambientes de paisagem (Groom & Grubb, 2006). Pode ser causada por processos geológicos que, lentamente, alteram a camada do ambiente físico através de atividades humanas como conversão da terra, para

agricultura e pecuária. Esses dois últimos processos alteram o ambiente mais rapidamente, em escala de tempo. Entre os processos supracitados, os primeiros parecem estar relacionados como as principais causas da especiação das espécies. O segundo (atividades humanas) parecem estar mais relacionados a promover a extinção de muitas espécies. A fragmentação é freqüentemente causada pelo homem, quando promove destruição de vegetação nativa para atividades como agricultura, desenvolvimento rural ou urbanização. Os habitats outrora contínuos, passam a se tornar divididos em fragmentos separados. Após desmatamento intenso, os fragmentos separados tendem a se tornar pequenas ilhas isoladas cada qual por culturas agrícolas, pastagens, terras estéreis, etc. (Noss et al., 2006; Wickam et al., 2007). O termo fragmentação de habitats inclui, pelo menos, seis fenômenos: redução da área total do habitat; crescimento da quantidade de borda; decréscimo de habitat de interior; isolamento de um habitat do fragmento para outras áreas de habitat; quebra de um pedaço de habitat em vários pedaços menores; decréscimo do tamanho médio de cada pedaço de habitat (Rosenzweig, 1995).

O processo de fragmentação apresenta alguns aspectos importantes como a perda do habitat original, a redução do tamanho do remanescente, o aumento de isolamento de remanescentes (Andrén, 1994) e a exposição do fragmento florestal ao efeito borda, como resultado da transição abrupta entre floresta e matriz (Murcia, 1995). Com a fragmentação florestal, é inevitável a criação de bordas artificiais que podem implementar transformações aos sistemas biológicos, ocasionadas em grande parte por efeitos de borda (Rodrigues & Nascimento, 2006).

Entre outros fatores decorrentes desse processo observam-se, ainda, variações na intensidade de luz e de recursos alimentares (Murcia, 1995). O tamanho do fragmento e a densidade populacional das espécies de aves florestais serão diretamente influenciados por essas variações. Galetti et al. (2003),

investigando os efeitos de cor de frutos, o habitat (bordas e interior de florestas) e o tamanho dos fragmentos, observaram que a redução de habitat e o efeito de borda afetam as chances de frugivoria pelas aves.

Entre os representantes de fauna silvestre em ambientes fragmentados, os maiores dispersores são as aves. Entre os critérios para avaliação dos usuários potenciais nos corredores, observam-se: 1) o status de distribuição das espécies; 2) o grau de dependência de habitats florestais; 3) o grau de mobilidade através de áreas abertas; 4) o grau de especialização de habitat; 5) a resposta das espécies ao desmatamento (sensível, não-sensível); 6) o status de conservação das espécies. Entretanto, deve-se levar em consideração que existe uma relação direta entre fauna e flora e esse fator é fundamental para o sucesso reprodutivo das espécies e manutenção do equilíbrio dinâmico desses ambientes. Poucos trabalhos relacionam a comunidade de aves em ambientes de transição do Cerrado e outras fitofisionomias (Antunes, 2005).

Existem pelo menos três aspectos fundamentais para discutir o efeito da fragmentação sobre as aves: a) o comportamento das aves; b) a configuração da paisagem fragmentada (fragmentos, matriz, corredores); c) a estrutura das populações de plantas (Stouffer & Bierregaard, 1995b).

a) Comportamento das aves

Os animais frugívoros exercem um importante papel na demografia das comunidades vegetais, pois: a) interagem no momento em que as plantas estão no estágio final do ciclo reprodutivo, podendo favorecer ou comprometer o sucesso dessa fase (Jordano, 1989); b) o padrão de deposição das sementes, no ambiente, pelos frugívoros afeta diretamente a sobrevivência das sementes e o estabelecimento das plântulas (Howe et al., 1985; Katusic-Malmborg & Willson, 1988), e c) promovem a distribuição espacial dos futuros indivíduos adultos na floresta ao descartar as sementes após a ingestão (Jordano, 1992). Essas

considerações são relevantes uma vez que, nas florestas tropicais, 50 a 90% das espécies arbóreas produzem frutos adaptados para a dispersão por animais (Howe & Smallwood, 1982).

Em relação ao comportamento das aves, podem-se relacionar os hábitos alimentares, com diferentes estratégias de forrageamento e os processos de nidificação diretamente relacionados à disponibilidade de recursos alimentares, para permanência em determinada área. Esse último parâmetro está diretamente relacionado com a distribuição da estrutura populacional de espécies vegetais de dispersão zoocórica. A estratégia reprodutiva é um dos principais fatores que levam as aves a buscar recursos energéticos para poder cumprir seu ciclo biológico. Para obter energia necessária aos processos vitais e à perpetuação da espécie, o processo evolutivo das aves permitiu o desenvolvimento de características específicas que incluem memória de localização, visão desenvolvida e estratégias complexas para forrageamento de recursos alimentares (Aleixo & Vielliard, 1995).

O processo de dispersão pode ser observado sob diferentes aspectos, tendo em vista a família ou as famílias de aves a serem atraídas, o tipo de dieta das famílias (guildas alimentares), se específico (somente frutos) ou generalista (frutos, insetos, néctar). Nesse aspecto, observam-se alguns aspectos relevantes para a situação de ambientes fragmentados, sejam eles naturais ou de efeito de ação antrópica (Galetti et al., 2003).

Ainda em relação ao processo de dispersão de frutos, observa-se que grande quantidade de espécies vegetais de florestas Neotropicais é dispersa por aves e mamíferos (Morellato & Leitão-Filho, 1992). Esse processo inclui espécies de árvores de dossel, com sementes grandes, dispersadas por frugívoros de maior porte (tucanos, jacus, cotingas, tinguauçus e planadeiras) (Howe & Smallwood, 1982), que estão propensos a se tornarem vulneráveis podendo fracassar na dispersão de sementes em ambientes fragmentados (Galetti et al.,

2003). No caso de frutos pequenos de espécies de sub-bosque, uma ampla variedade de aves generalistas os consome (tangarás, sanhaços e tiranídeos) (Loiselle & Blake, 1999), sendo essas aves não consideradas altamente afetadas pela fragmentação (Aleixo & Vielliard, 1995).

A fragmentação, a redução das áreas e as bordas resultantes podem alterar a abundância de plantas frutíferas e aves frugívoras (Restrepo et al., 1999). Conseqüentemente, mudanças na composição das espécies de aves em fragmentos pequenos podem afetar a probabilidade de dispersão de sementes, podendo alterar a comunidade de sub-bosque e, assim a dinâmica vegetal do fragmento (Galetti et al., 2003).

Observa-se a ocorrência de diversos trabalhos na Floresta Atlântica relacionados com a sensibilidade de aves (Anjos, 2006) e alterações na diversidade de aves (Ribon et al., 2003; Silveira et al., 2003), frente a mudanças nos ambientes, seja observando diferenças na distribuição de espécies entre fragmentos de tamanhos diferentes, seguida pela substituição de guildas alimentares em alguns fragmentos e pela preferência de espécies de aves de bordas em fragmentos menores (Willis, 1979), seja pela redução de grandes frugívoros (Uezu et al., 2005) e de insetívoros de extrato inferior (Aleixo & Vielliard, 1995). Para a Floresta Amazônica, foram realizados trabalhos relacionados ao monitoramento da comunidade de aves antes e depois da fragmentação florestal, por 20 anos (Bierregaard Junior et al., 1992; Bierregaard Junior & Stouffer, 1997; Bierregaard Junior & Lovejoy, 1998; Stouffer & Borges 2001; Stouffer et al., 2006) sendo destacado o aumento temporário na abundância de aves após o isolamento e redução drástica da abundância de insetívoros. Para o Cerrado, foram realizados trabalhos relacionando a ocorrência e abundância em fragmentos florestais (Christiansen & Pitter, 1997), a diversidade de aves relacionadas a fragmentos florestais (Marini, 2001), e o deslocamento entre fragmentos (Andrade & Marini, 2001).

b) Conformação da paisagem fragmentada (fragmentos, matriz, corredores) e isolamento

Os principais parâmetros relacionados com a paisagem fragmentada envolvem o tamanho e a forma do elemento da paisagem (Saunders & Hobbs, 1991). Fragmentos mais alongados tendem a sofrer efeitos de borda mais intensos (Laurance & Bierregaard Junior, 1997). Os efeitos de fragmentação do habitat são controlados por dois processos principais: os efeitos internos nos fragmentos ligados à formação da borda de floresta e a influência externa do habitat matriz, na dinâmica do fragmento (Gascon et al., 1999). A influência externa da matriz inclui interação da paisagem em aspecto mais amplo de configuração de habitat (porções de matriz e conectividade) (Fahring & Merrian, 1994).

A configuração de uma paisagem está associada à distribuição física dos elementos que a compõem, os parâmetros relacionados com a estrutura espacial e os graus de conectividade (McGarigal & Marks, 1995). Essa conectividade é um evento que depende da presença de corredores ou algum tipo de ligação, similar ao habitat primário, visando permitir a movimentação e dispersão entre fragmentos (Harrison, 1992).

Os habitats alterados na matriz circunvizinha de paisagem são uma fonte de colonizadores potenciais (Stouffer & Bierregaard Junior, 1995a,b; Laurance & Bierregaard Junior, 1997; Laurance et al., 1997; Renjifo, 2001). Em relação à ocorrência desse tipo de paisagem, para fragmentos florestais tropicais, observa-se maior atenção aos valores de conservação de terras fora de reservas que incluem ambientes fragmentados, florestas secundárias, terras particulares e habitats de campo como plantações de café (Brown & Lugo, 1990; Turner & Corlett, 1996; Daily, 2001).

O grau de isolamento do fragmento, isto é, uma medida de quão separado o fragmento está de outras áreas que podem servir como fonte de animais e sementes, é um fator importante para as interações entre as plantas e os dispersores de sementes (Estrada et al., 1993). Muitos animais frugívoros não atravessam áreas abertas ou evitam ambientes perturbados (Estrada et al., 1993; Silva et al., 1996).

Dessa forma, fragmentos isolados tendem a receber menos sementes de outras áreas e apresentar menor abundância e riqueza de animais frugívoros. A literatura mostra que o grau de isolamento de um fragmento está negativamente relacionado com a riqueza de plantas zoocóricas (Ruremonde & Kalkhoven, 1991; Ochoa-Gaona et al., 2004). Os efeitos do isolamento podem ser minimizados pela composição da matriz que circunda o fragmento e, em maior escala, pela composição da paisagem onde o fragmento está inserido (Metzger, 2000). Esses dois fatores podem influenciar a conectividade do ambiente e, portanto, o fluxo de animais e sementes no fragmento (Metzger, 2000; Graham, 2001).

Santos (2004), estudando a comunidade de aves em ambientes fragmentados de vegetação secundária, observou correlação positiva entre o número de espécies e o tamanho das áreas. Entretanto foi observada similaridade entre a distribuição da riqueza associada a ambientes perturbados, mas a riqueza apresentou correlação negativa com o tamanho do fragmento. Antogiovanni & Metzger (2005) destacaram a influência da matriz e do tamanho de fragmentos florestais pequenos na Amazônia, no número de espécies de aves insetívoras. Em trabalhos dessa natureza, a redução de habitat dificulta o estabelecimento de grupos de interior, sensíveis a alterações e que apresentam hábitos específicos (Stouffer & Bierregaard Junior, 1995b; Stratford & Stouffer, 2001; Ferraz et al., 2003).

Uezu et al. (2008), buscando relacionar a distribuição de aves em remanescentes florestais funcionando como stepping stones em área de Floresta Atlântica, observaram o predomínio de espécies generalistas e de áreas abertas em detrimento de espécies florestais. Fatores como as distâncias entre fragmentos foram essenciais para determinar a riqueza e abundância de espécies florestais. A literatura confirma existir uma relação entre a permeabilidade da matriz e a eficiência de stepping stones, que geralmente funciona em graus intermediários de resistência da matriz (Uezu, 2002; 2006; Uezu et al., 2005).

Estudos envolvendo a permeabilidade da matriz vêm sendo realizados no intuito de esclarecer os parâmetros e se há padrões que podem facilitar o seu funcionamento e se existem relações entre o grau de conectividade das paisagens com modelos de metapopulações (Burgess, 1988; Fahrig & Merriam, 1994; Metzger, 1997; Wiens et al., 1997; Hanski, 1998; Moilanen & Hanski, 1998).

Assim, se entendemos que a biodiversidade vai além do conjunto de espécies que compõem o ambiente e engloba também as interações entre elas, justifica-se plenamente todo o esforço de manejo dos fragmentos e da paisagem circundante, para minimizar os efeitos da fragmentação sobre as interações entre as plantas e os dispersores de suas sementes (Metzger, 2000).

c) Estrutura das populações de plantas

Teorias de dispersão de sementes e regeneração de florestas tropicais sugerem que as vantagens da dispersão, para a maioria das plantas, é escape da predação próxima à árvore parental, competição e colonização de locais vagos (clareiras), locais que são imprevisíveis, no espaço e no tempo (Stouffer & Bierregaard Junior, 1995a). Aves possuem um papel significativo na dispersão de sementes fornecendo dispersão direta a sítios favoráveis e, portanto podem influenciar nos padrões de recrutamento e na diversidade de espécies em florestas tropicais (Wenny & Levey, 1998).

Considerando os custos energéticos da planta para produção de estruturas de dispersão, tipo pericarpo carnoso, como recompensa, é razoável esperar vantagens na dispersão de sementes (Thompson & Willson, 1978; Wheelwright & Orians, 1982). Três vantagens não exclusivas foram propostas por Howe & Smallwood (1982) e Howe (1986): (i) escape de alta mortalidade de sementes ou recrutas sob e perto de árvores parentais (Hipótese de Escape); (ii) colonização de sítios imprevisíveis, efêmeros ou novos (clareiras) (Hipótese de colonização); e (iii) dispersão direta a microhabitats favoráveis (Hipótese de dispersão direta).

Espera-se que a hipótese de Escape (Connell, 1970; Janzen, 1970) seja uma vantagem para a maioria das plantas e é baseada em numerosos estudos de densidade ou distância dependentes da mortalidade próxima aos parentais (Howe & Smallwood, 1982; Clark & Clark, 1984; Howe et al., 1985; Crawley, 1992; Willson, 1992; Wills et al., 1997). Entretanto, a colonização ou dispersão direta também podem ser importante para que sementes escapem da mortalidade. A hipótese da colonização é mais relevante, quando sítios apropriados para o estabelecimento são imprevisíveis ou aleatoriamente distribuídos, como é o caso de abertura de clareiras, pela queda de árvores em florestas tropicais (Howe & Smallwood, 1982, Meer & Bongers, 1996).

Em florestas tropicais chuvosas, praticamente todo o dossel de espécies de plantas (não obstante o grau de tolerância à sombra) necessita de um mínimo de clareiras para alcançar a maturidade reprodutiva (Hubbel & Foster, 1986; Swaine & Whitmore, 1988; Clark, 1994; Denslow & Hartshorn, 1994). A estratégia esperada de dispersão dessas espécies de plantas é via colonização, cobrindo o solo com propágulos dormentes ou de crescimento suprimido até que a formação de clareiras e o aumento dos níveis de luz permitam a germinação, crescimento rápido e/ou maiores chances de sobrevivência (Howe & Smallwood, 1982; Brandani et al., 1988; Schupp et al., 1989).

Por outro lado, a dispersão direta pode resultar na atração da planta por dispersores que depositam sementes, não aleatoriamente, em locais apropriados, desse modo aumentando a aptidão da planta (Reid, 1989; Sargent, 1995).

Embora a dispersão direta tenha sido postulada para dispersão por vertebrados, em ambientes tropicais (McKey, 1975; Howe & Smallwood, 1982; Levey, 1988), nunca foi demonstrada dispersão não aleatória em sítios favoráveis, para crescimento de recrutas e sobrevivência.

A relação entre aves frugívoras e a estrutura populacional de plantas em ambientes fragmentados, está relacionada aos diferentes tipos de frutos ingeridos pelas espécies de aves dispersoras (Wheelwright et al., 1984), estando ativas em poleiros por, pelo menos, 4 meses em ambientes florestais Neotropicais, durante a estação reprodutiva (Snow, 1977). O processo de dispersão, associado à diversidade de espécies vegetais frutíferas e os fatores abióticos, permitem propiciar a dinâmica das populações vegetais no fragmento, favorecendo uma heterogeneidade espacial e vertical, diretamente relacionada com esses fatores.

Corroborando os resultados observados por Wenny & Levey (1998), o padrão de dispersão de frutos, para espécies comuns de plantas, por aves canoras é bastante parecido ao observado em Monteverde, assim como em florestas Neotropicais, onde existem aves canoras. Outras espécies que usam habitualmente poleiros ou sítios de defecação como dançarinos (Pipridae) podem ter influência desproporcional no local de recrutamento de espécies de plantas (Krijger et al., 1997).

A dispersão de sementes de *Ocotea endresiana* por aves canoras é uma das ligações mais evidentes entre a dispersão e o sucesso reprodutivo de árvores florestais tropicais já documentadas (Wenny & Levey, 1998). A falta de outros exemplos similares vão da dificuldade de se observar os dispersores através do dossel, até a deposição de sementes. A perda desses dispersores pode levar a

uma redução da aptidão para espécies de árvores, levando a alterações na estrutura da comunidade de florestas tropicais (Wenny & Levey, 1998).

Os efeitos da compensação por densidade parecem não aumentar o consumo de frutos e a dispersão de sementes em pequenos fragmentos florestais, desde que o aumento na abundância dos dispersores não exija mais recursos de dispersão para as espécies vegetais (Silva et al., 2002). A importância das aves em termos de dispersão de sementes e a determinação de grupos ecológicos de plantas, têm sido objeto incessante de estudos pelos trópicos, como pesquisas sobre *Pipra* sp. na Costa Rica (Loiselle & Blake, 2002), e tem fornecido importantes subsídios para a dinâmica de ecossistemas florestais e nos processos de fragmentação nos trópicos (Moermond et al., 1986).

2.4 Corredores ecológicos

Os corredores ecológicos representam uma das estratégias mais promissoras para o planejamento regional eficaz de conservação e preservação de flora e fauna de áreas fragmentadas. A ligação desses remanescentes isolados por corredores de vegetação natural é uma estratégia para mitigar os efeitos da ação antrópica e garantir a biodiversidade nos mesmos (Valeri & Senô, 2004).

Na tentativa de se conservar fragmentos remanescentes do Cerrado, pode-se observar a presença de corredores de fauna. Corredores ecológicos ou corredores de fauna compreendem faixas de vegetação que podem conectar dois ou mais fragmentos florestais ou sair de um fragmento e terminar em um ponto cego (Boone & Hunter 1996; Saunders & Hobbs, 1991; Metzger, 1997). O estudo de corredores ecológicos tem sido realizado há, pelo menos, 50 anos na Austrália e nos Estados Unidos, países com paisagens já bastante fragmentadas (Saunders & Hobbs, 1991). Na América do Sul, trata-se de uma proposta que vem sendo aplicada em projetos relacionados à Floresta Atlântica e Floresta

Amazônica e tem despertado contínuo interesse no processo de conservação e manutenção da biodiversidade (Laurance & Bierregaard, 1997).

A importância dos estudos relacionados com florística e fitossociologia é fundamental para fornecer subsídios para estudos de avifauna. A heterogeneidade ambiental, o porte dos estratos, a dinâmica de bordas de fragmentos florestais (Marini, 2001), a diversidade de árvores frutíferas, em campos de Cerrado (campo sujo, campo cerrado e cerrado stricto sensu), o impacto de atividades antrópicas adjacentes, como pastagens e cultivos agrícolas. Esses fatores podem ser verificados para relacionar a florística associada à distribuição (Duca et al., 2006; Carvalho & Marini, 2007), comportamento, nidificação (Aguilar & Marini, 2007), reprodução (Duca & Marini, 2005; Lopes & Marini, 2005; Medeiros et al., 2007) e dispersão.

Os corredores de vegetação podem ser definidos como um elemento de paisagem linear bidimensional que conecta dois ou mais fragmentos de vegetação; funciona basicamente como conduto para animais silvestres (Soulé & Gilpin, 1991). A conectividade ou conexão se refere ao grau, no qual o isolamento absoluto é impedido pelos elementos da paisagem, permitindo aos organismos se moverem entre fragmentos (Merriam, 1984).

A regra geral de corredores e conectividade é difundida entre a diversidade de organismos em uma variedade de paisagens e a influência do processo de fragmentação (Middleton & Merriam, 1985).

Os processos ecológicos que delimitam a importância demográfica dos corredores dependem das respostas comportamentais dos animais, em termos de movimentação (Saunders & Hobbs, 1991; Merriam, 1991). Uma espécie pode necessitar de conexões entre os fragmentos, por razões não relacionadas aos processos demográficos de uma metapopulação, mas sim por fatores comportamentais ou espaciais (Merriam, 1991). A conectividade entre fragmentos deve ser alta o suficiente para assegurar baixos riscos na

movimentação da fauna, pois o uso contínuo dos recursos pode gerar esgotamento dos mesmos (Merriam, 1991).

O tipo de movimento pelos corredores pode ser classificado em três categorias: (1) caminhar aleatório; (2) dependente de densidade; e (3) direcional, incluindo deslocamento entre áreas de forrageamento sazonal e áreas de reprodução e nascimentos (Merriam, 1991). A periodicidade da movimentação de fauna é geralmente marcada por mudanças ambientais ou ciclos (diurno, lunar ou sazonal) ou ainda pela história de vida. Dessa forma, são objetivos dos corredores, entre outros, facilitar a migração para reprodução ou sítios para hibernação e o forrageamento entre fragmentos (Soulé & Gilpin, 1991; Thorne, 1993).

Entre outros fatores relacionados com a capacidade dos corredores, destacam-se: efeito borda, tipo de habitat, qualidade e diversidade de habitat, dimensão, largura, forma, história de vida, tipo de movimentação, tempo e periodicidade, efeitos de interações intra-específicas/interespecíficas (Saunders & Hobbs, 1991).

As bordas dos corredores podem apresentar características físicas e biológicas distintas, como a presença de espécies vegetais frutíferas atrativas às aves, estrutura vertical favorável (presença de poleiros, galhos, árvores altas e de porte médio, densas ou pouco adensadas), ambiente sombrio e úmido. A presença de espécies vegetais polinizadas por insetos, na borda, podem fornecer disponibilidade de recursos a aves insetívoras, favorecendo o deslocamento dessas espécies pelos corredores (Saunders & Hobbs, 1991).

A efetividade de um corredor pode ser observada pela presença de um ou um conjunto de habitats apropriados para representantes da fauna, como já citados anteriormente, e que podem funcionar como sítios seguros para dispersão e migração de organismos (Saunders & Hobbs, 1991).

A conectividade entre fragmentos pode ser avaliada de duas maneiras: uso de corredores somente como rota de fauna, independente de recursos; uso de corredores como rota de fauna, dependente de recursos. No primeiro caso, avalia-se somente a taxa de mortalidade. No segundo caso, observa-se a existência de variáveis espaciais, temporais e comportamentais. Esses dois casos ilustram outros dois possíveis mecanismos de movimentação entre fragmentos: a movimentação de fauna pode provocar o deslocamento de indivíduos do fragmento A para o corredor e deslocamento do corredor para o fragmento B; indivíduos podem se deslocar, por exemplo entre dois fragmentos conectados, através do corredor sem se tornarem residentes nos corredores (Merriam, 1984).

Fatores como a forma, a largura, a composição de espécies vegetais, a distância, a influência da matriz circunvizinha e as conseqüências dessa matriz, na estrutura dos corredores, são essenciais para a avaliação dos processos ecológicos. A forma dos corredores artificiais criados visa o deslocamento de fauna. Tais ambientes são geralmente planejados através de fotografias aéreas e tendem a ser lineares. Esse formato facilita o deslocamento de répteis, aves e mamíferos. A largura deve ser mensurada em conjunto com outros fatores como composição de espécies vegetais e matriz circunvizinha. Corredores muito largos (50 m-100 m) podem sofrer efeitos de fatores como fogo, construção de estradas, efeito-borda, gerando alterações na dinâmica da comunidade do corredor e dos fragmentos conectados, declinando assim sua eficiência, ao longo dos anos (Saunders & Hobbs, 1991; Saunders et al., 1991).

Caso o corredor seja muito estreito (10 m), a intensidade do efeito-borda, na área mais externa e no interior, serão bastante parecidas. A estratificação vertical e a distribuição horizontal de espécies vegetais, presentes na área do ambiente fragmentado, irão auxiliar na eficiência da dispersão de sementes pela fauna (principalmente avifauna) (Harris, 1984).

Devido às evidências de que corredores e fragmentos aumentam a sustentabilidade do ambiente, alternativas de manejo de corredores são sugeridas. A implantação de faixas de árvores ao longo de estradas e cercas, o aumento da largura e o estabelecimento de matas ripárias (conforme indicado pela legislação), podem ser usados como formas de promover os avanços na conservação da biodiversidade das espécies (Harris, 1984; Forman, 1997).

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, L. M. de S.; MACHADO, R. B.; MARINHO FILHO, J. A. diversidade biológica do Cerrado. In: AGUIAR, L. M. de S.; CAMARGO, A. C. (Org.). **Ecologia e caracterização do Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. v. 1, p. 19-42.

AGUILAR, T. M.; MARINI, M. A. Nest and nest-site reuse within and between breeding seasons by three neotropical flycatchers (Tyrannidae). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 67, p. 537-540, 2007.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 12, n. 3, p. 493-511, 1995.

ALVES, M. A. S. **Organização social e biologia reprodutiva de Neothraupis fasciata (Passeriformes: Thraupidae)**. 1988. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

ALVES, M. A. S. Social system and helping behavior in the white-banded tanager (*Neothraupis fasciata*). **Condor**, Santa Clara, v. 92, n. 2, p. 470-474, Mar./Apr. 1990.

ANDRADE, R. D.; MARINI, M. Â. Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil. In: ALBUQUERQUE, J. L. B.; CANDIDO JUNIOR, J. F.; STRAUBE, F. C.; ROSS, A. L. (Ed.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: UNISUL, 2001. p. 125-136.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Lund, v. 71, n. 1, p. 355-366, 1994.

ANJOS, L. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 229-234, 2006.

ANTAS, P. de T. Z. **Comunidades de aves dos cerrados do Planalto Central e porção ocidental do médio rio São Francisco**. 1999. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília.

ANTOGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 122, n. 3, p. 441-451, 2005.

ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 13, n. 1, p. 47-61, June 2005.

BARBOSA, A. A. A. *Hortia brasiliana* Vand. (Rutaceae): polinização por aves Passeriformes no cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 99-105, 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84041999000100013&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 1 dez. 2007.

BARBOSA, A. S.; SCHMIZ, P. I. Ocupação indígena do cerrado: esboço de uma história. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. p. 3-42.

BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; LOVEJOY, T. E. Birds in Amazonian forest fragments: effects of insularization. In: CONGRESS INTERNATIONAL OF ORNITH, 19., 1998, Ottawa. **Proceedings...** Ottawa: University of Ottawa, 1998. v. 2.

BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOS, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical forest fragments. **Bioscience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 859-866, 1992.

BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; STOUFFER, P. C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 138-155.

BOONE, R. B.; HUNTER, M. L. Using diffusion models to simulate the effects of land use on grizzly bear dispersal in the Rocky Mountains. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 11, n. 1, p. 51-64, 1996.

BRANDANI, A.; HARTSHORN, G. S.; ORIANI, G. H. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rica tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 68, p. 99-119, 1988.

- BRAZ, V. S.; ABREU, T.; LOPES, L. E.; LEITE, L. O.; FRANÇA, F. G. R. Levantamento preliminar da avifauna da região do Jalapão, Tocantins. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITOLOGIA, 10., 2002, Fortaleza. **Resumos...** Fortaleza, CE: UFCE, 2002.
- BRAZ, V. S.; CAVALCANTI, R. B. A representatividade de áreas protegidas do distrito federal na conservação da avifauna do Cerrado. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 9, n. 1, p. 61-69, jun. 2001.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- BURGESS, R. L. Community organization: effects of landscape fragmentation. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 66, n. 12, p. 2687-2690, Nov. 1988.
- CARVALHO, C. E. A.; MARINI, M. A. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. **Bird Conservation International**, v. 17, p. 367-380, 2007.
- CAVALCANTI, R. B. Migrações de aves no cerrado. In: ENCONTRO NACIONAL DE ANILHADORES DE AVES, 4., 1990, Recife, **Anais...** Recife, PE: UFRP, 1990. p. 110-116.
- CAVALCANTI, R. B. Bird species richness and conservation in the cerrado region of central Brazil. **Studies in Avian Biology**, v. 19, n. 1, p. 244-249, 1999.
- CAVALCANTI, R. B.; PIMENTEL, T. M. Shiny cowbird parasitism in central Brazil. **Condor**, Santa Clara, v. 90, n. 1, p. 40-43, Jan./Feb. 1988.
- CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA, 2003. p. 23-40.
- CHRISTIANSEN, M. B.; PITTER, E. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 80, n. 11, p. 23-32, 1997.
- CINTRA, R. Reproductive ecology of the ruddy ground dove on the central plateau of Brazil. **Wilson Bulletin**, v. 100, n. 3, p. 443-457, July/Sept. 1988.

CLARK, D. A. **La selva**: ecology and natural history of a neotropical rainforest. Chicago: University of Chicago, 1994. p. 90-105.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. **American Naturalist**, v. 124, p. 769-788, 1984.

COLLAR, N. J.; CROSBY, M. J.; STATTERSFIELD, A. J. **Birds to watch 2**: the world list of threatened birds. Cambridge: Birdlife International, 1994. (Conservation Series, 4).

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Listas das aves do Brasil**. Versão 16.8/2007. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 20 jan. 2007.

CONNELL, J. H. **Dynamics of populations**. Wageningen: The Netherlands, 1970.

CORRÊA, B. S.; BERG, E. van den. Estudo da dinâmica da população de *X. brasiliensis* em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG Brasil. **Revista Cerne**, Lavras, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2002.

CORREA, J.; LEITE, L. O.; GARCIA, F. I.; MARINI, M. Â. Modelagem de nicho ecológico (GARP) para aves endêmicas do Cerrado: uma análise crítica. In: DINIZ, I.; MARINHO-FILHO, J. S.; CAVALCANTI, R. B.; MACHADO, R. B. (Org.). **Análise da biodiversidade do Cerrado**. Brasília, DF: UnB, 2007. v. 1, p. 1-30.

CRAWLEY, M. J. **Seeds**: the ecology of regeneration in plant communities. Wallingford: CAB, 1992.

DAILY, G. C. Ecological forecasts. **Nature**, London, v. 411, n. 245, May 2001.

DENSLOW, J. S.; HARTSHORN, G. S. Tree-fall gap environments and forest dynamic. In: MCDADE, L. A.; BAWA, K. S.; HESPENHEIDE, H.; HARTSHORN, G. S. (Ed.). **La selva**: ecology and natural history of a neotropical rain forest. Chicago: University of Chicago, 1994. p. 120-127.

DUCA, C. G.; GUERRA, T. J. A.; MARINI, M. A. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, p. 692-698, 2006.

DUCA, C. G.; MARINI, M. A. Temporal variation in the reproductive success of *Cacicus haemorrhous* (Linnaeus) (Aves: Icterinae) in an Atlantic Forest reserve in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 22, n. 2, p. 484-489, 2005.

EITEN, G. Vegetação do Cerrado. In: PINTO, M. N. (Org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília: UnB/SEMATEC, 1994. p. 17-73.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERRIT JUNIOR, D. A.; MONTIEL, S.; CURIEL, D. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 107/108, n. 1, p. 245-257, June 1993.

FAHRIG, L.; MERRIAN, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 8, n. 1, p. 50-59, Mar. 1994.

FANCHIN, A. G. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). **Biotemas**, Florianópolis, v. 17, n. 1, p. 179-202, 2004.

FELFILI, J. M. Fragmentos florestais estacionais do Brasil central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. In: COSTA, R. B. **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste**. Campo Grande: UCDB, 2003. p. 139-160.

FERRAZ, G.; RUSSEL, J.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.; PIMM, S. L.; LOVEJOY, T. E. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Melville, v. 100, n. 24, p. 14069-14073, Nov. 2003.

FONTES, J.; CINTRA, R.; SANAIOTTI, T. **Efeito da variação na composição da comunidade de árvores na riqueza e abundância de aves em um cerrado mato-grossense**. 2002. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/agencia/congresso/Bioticos/FONTES-076.pdf>>. Acesso em: 30 nov. 2007.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: University of Cambridge, 1997. 605 p.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Oxford, v. 111, n. 2, p. 269-273, June 2003.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; MALCOM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Oxford, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, Dec. 1999.

GRAHAM, C. H. Factors influencing movement patterns of Keel-billed toucans in a fragmented tropical landscape in southern Mexico. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 15, n. 6, p. 1789-1798, Dec. 2001.

GROOM, J. D.; GRUBB, T. C. Patch colonization dynamics in Carolina Chickadees (*Poecile carolinensis*) in a fragmented landscape: a manipulative study. **AUK: a journal of ornithology**, Lawrence, v. 123, n. 4, p. 1149-1160, 2006.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, p. 41-49, 1998.

HARRISON, R. L. Toward a theory of inter-refuge corridor design. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 6, n. 2, p. 293-295, June 1992.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest: the island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, 1984. 211 p.

HOWE, H. F. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: MURRAY, D. R. (Ed.). **Seed dispersal**. Sydney: Academic Pr. Australia, 1986. p. 123-189.

HOWE, H. F.; SCHUPP, E. W.; WESTLEY, L. C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, Durham, v. 66, n. 3, p. 781-791, June 1985.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 201-228, Nov. 1982.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M. J. **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1986. p. 77-96.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa n. 3**, de 27 de maio de 2003. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003.

UNIÃO INTERNACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DOS RECURSOS NATURAIS. **2007 IUCN red list of threatened species**. Disponível em: <<http://www.redlist.org>>. Acesso em: 10 nov. 2007.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501-527, 1970.

JORDANO, P. Pre-dispersal biology of *Pistacia lentiscus* (Anacardiaceae): cumulative effects on seed removal by birds. **Oikos**, Lund, v. 55, n. 3. p. 375-386, July 1989.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Washington: C.A.B. International, 1992. p. 105-156.

KATUSIC-MALMBORG, P.; WILLSON, M. F. Foraging ecology of avian frugivores and some consequences for seed dispersal in an Illinois woodlot. **Condor**, Santa Clara, v. 90, n. 1, p. 173-186, Feb. 1988.

KRIJGER, C. L.; OPDAM, M.; THERY, M.; BONGERS, F. Courtship behaviour of manakins and seed bank composition in a French Guianan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 13, p. 631-636, 1997.

LAMBIN, E. F. Modeling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. **Progress in Physical Geography**, v. 21, n. 3, p. 375-393, 1997.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. 616 p.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; GASCON, C. **Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline**. Chicago: University of Chicago, 1997.

LEVEY, D. J. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, Durham, v. 69, n. 4, p. 1076-1089, Aug. 1988.

LIMA, M. G.; RAMOS NETO, M. B.; MACHADO, R. B.; CAVALCANTI, R. B. Cerrado fragmentation: do birds perceive it? In: ANNUAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY, 17., 2003, Duluth. **Proceedings...** Duluth, Minnesota: Society for Conservation Biology, 2003.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Dispersal of Melastome seeds by fruit-eating birds of tropical forest understory. **Ecology**, Brooklin, v. 80, n. 1, p. 330-336, 1999.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of tropical wet forest. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. (Eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI, 2002. p. 397-406.

LOPES, L. E. **Biologia comparada de *Suiriri affinis* e *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) no cerrado do Brasil central**. 2004. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade de Brasília, Brasília.

LOPES, L. E.; MARINI, M. A. Biologia reprodutiva de *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (Aves: Tyrannidae) no Cerrado do Brasil central. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 45, n. 12, p. 127-141, 2005.

MACEDO, R. H. Reproductive patterns and social organization of the communal guira cuckoo (*Guira guira*) in central Brazil. **AUK: a journal of ornithology**, Lawrence, v. 109, n. 4, p. 786-799, Oct./Dec. 1992.

MACHADO, R. B. **A fragmentação do cerrado e a avifauna na região de Brasília, DF**. 2000. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília.

MACHADO, R. B.; CAVALCANTI, R. B. O papel do mosaico natural de ecossistemas na manutenção da diversidade de Aves no Cerrado do Planalto Central. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITOLOGIA, 10., 2002, Fortaleza. **Resumos...** Fortaleza, CE: UFCE, 2002.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Brasília: Conservação Internacional, 2004. Relatório técnico não publicado.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; SILVA, J. M. C. Cerrado deforestation and effects on Biodiversity Conservation. In: ANNUAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY, 19., 2005, Brasília. **Proceedings...** Brasília: UnB, 2005.

MANHÃES, M. A. Dieta de traupíneos (passeriformes, emberezidae) no parque estadual do ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 93, n. 1, p. 59-73, Mar. 2003.

MARCONDES-MACHADO, L. O. Comportamento alimentar de aves em *Miconia rubiginosa* (Melastomataceae) em fragmento de cerrado, São Paulo. **Iheringia, Série Zoologia**, Rio de Janeiro, v. 92, n. 3, p. 97-100, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/isz/v92n3/12981.pdf>>. Acesso em: 1 ago. 2007.

MARINI, M. A. Foraging behavior and diet of the helmeted manakin. **Condor**, Santa Clara, v. 94, n. 1, p. 151-158, Jan./Feb. 1992.

MARINI, M. A. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 11, n. 1, p. 13-25, 2001.

MARINI, M. A.; AGUIAR, T. M.; ANDRADE, R. D.; LEITE, L. O.; ANCIÃES, M.; DUCA, C. G.; COELHO, M. M.; SEBAIO, F.; GONÇALVES, J. F. Biologia da nidificação de aves do sudeste de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 15, p. 367-376, 2007.

MARINI, M. A.; CAVALCANTI, R. B. Mating system of helmeted manakin (*Antilpha galeata*) in central Brazil. **AUK: a journal of ornithology**, Lawrence, v. 109, n. 5, p. 911-913, Oct./Dec. 1992.

MARTINS, M. **Ecologia dos cerrados de Itirapina**. 2001. Disponível em: <<http://eco.ib.usp.br/labvert/SiteItirapina/aves.htm>>. Acesso em: 29 dez. 2007.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Washington: USDA, 1995.

MCKEY, D. **Coevolution of plants and animals**. Austin: University of Texas, 1975.

MEDEIROS, R. de C. S. de; MARINI, M. A. Biologia reprodutiva de *Elaenia chiriquensis* (Lawrence) (Aves, Tyrannidae) em Cerrado do Brasil Central.

Revista Brasileira de Zoologia, Viçosa, MG, v. 24, p. 12-20, 2007.

MEER, P. J. van der; BONGERS, F. Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 1, p. 19-29, Jan. 1996.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JÚNIOR, C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado, ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. p. 289-556.

MERCIVAL, F.; GALETTI, M. Aves como potenciais dispersoras de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 11-17, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbb/v25n1/a03v25n1.pdf>>. Acesso em: 1 ago. 2003.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON METHODOLOGY IN LANDSCAPE ECOLOGICAL RESEARCH AND PLANNING, 1., 1984, Denmark. **Proceedings...** Denmark: Roskilde University, 1984. p. 5-15.

MERRIAM, G. Are corridors necessary for the movement of biota? In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2: the role of corridors**. Surrey Beattie and Sons: NSW, 1991. 442 p.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 37, n. 1, p. 29-35, June 1997.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a tropical fragmented landscape in SE Brazil. **Ecological Applications**, New York, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

MIDDLETON, J.; MERRIAM, G. The rationale for conservation: problems from a virgin forest. **Biological Conservation**, Oxford, v. 33, p. 133-145, 1985.

MOERMOND, T. C.; DENSLOW, J. S.; LEVEY, D. J.; SANTANA, E. The influence of morphology on fruit choice in neotropical birds. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: The Netherlands, 1986. p. 137-146.

MOILANEN, A.; HANSKI, I. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. **Ecology**, Durham, v. 79, n. 7, p. 2503-2515, 1998.

MONTEIRO, M. P.; BRANDÃO, D. Estrutura de comunidades de aves do “Campus Samambaia” da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 3, n. 1, p. 21-26, 1995.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Unicamp/Fapesp, 1992. p. 112-140.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends Ecology Evolution**, Oxford, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

NOSS, R. F.; CSUTI, B.; GROOM, M. J. **Habitat fragmentation: principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Association, 2006. 699 p.

NUNES, A. P.; TOM, W. M. Análise preliminar das relações biogeográficas da avifauna do Pantanal com biomas adjacentes. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 4., 2004, Corumbá. **Anais...** Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2004. p. 1-8.

OCHOA-GAONA, S.; GONZALEZ-ESPINOSA, M.; MEAVE, J. A.; SORANI-DALBON, V. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, n. 5, p. 867-884, May 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. In: ANNUAL MEETING OF THE ASSOCIATION FOR TROPICAL BIOLOGY, 1995, San Diego. **Resumes...** San Diego: Association for Tropical Biology 1995. p. 10.

- RAGUSA-NETO, J. Raptors and “campo-cerrado” bird mixed flock led by *Cypsnagra Hirundinacea* (Emberizidae:Thraupinae). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 60, n. 3, p. 461-467, 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbbio/v60n3/3933.pdf>>. Acesso em: 1 ago. 2003.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and threats to its Biodiversity. **Annal of Botany**, London, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997.
- RATTER, J. A.; RICHARDS, P. N.; ARGENTE, G. E.; GIFORD, D. R. G. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London, Series B.; Biological Sciences**, London, v. 226, n. 880, p. 449-492, 1973.
- REID, N. Dispersal of mistletoes by honeyeaters and flowerpeckers: components of seed dispersal quality. **Ecology**, Durham, v. 70, n. 1, p. 137-145, 1989.
- RENJIFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 1, p. 14-31, 2001.
- RESTREPO, C.; GÓMEZ, N.; HEREDIA, S. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane **Forest Ecology**, Amsterdam, v. 80, n. 2, p. 668-685, 1999.
- RIBEIRO, J. F.; SILVA, J. C. S. Manutenção e recuperação da biodiversidade do Bioma Cerrado: o uso de plantas nativas. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 8., 1996, Brasília, DF. **Anais...** Planaltina: Embrapa-CPAC, 1996. p. 10-14.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa, 1998. p. 89-166, 556 p.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. de. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Oxford, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, 2003.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo: Hucitec/Edusp, 1979. v. 2, 347 p.

- ROBBINS, M. B.; FAUCETT, R. C.; RICE, N. H. Avifauna of paraguayan cerrado locality: parque nacional serrania san luis, depto. concepcion. **Wilson Bulletin**, v. 111, n. 2, Apr./June 1999.
- RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 89, p. 63-74, 2006.
- ROSENZWEIG, M. L. **Species diversity in space and time**. Cambridge: Cambridge University, 1995. 436 p.
- RUREMONDE, R. H. van; KALKHOVEN, J. T. Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. **Journal of Vegetation Science**, v. 2, n. 1, p. 377-384, June 1991.
- SANTOS, A. M. dos. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 12, n. 1, p. 41-49, 2004.
- SARGENT, S. Seed fate in a tropical mistletoe: the importance of host twig size. **Functional Ecology**, Durham, v. 9, n. 2, p. 197-204, 1995.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. **Nature conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons Pty., 1991. 442 p.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SCHERER-NETO, P.; ANJOS, L. dos; STRAUBE, F. C. Avifauna do parque estadual de Vila Velha, Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v. 37, n. 1, p. 223-229, 1994.
- SCHERER-NETO, P.; STRAUBE, F. C.; BORNSCHEIN, M. R. Avifauna e conservação dos campos cerrados no Estado do Paraná (Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 18, n. 1, p. 145-157, 1996.
- SCHERER-NETO, P.; STRAUBE, F. C.; BORNSCHEIN, M. R. Composição avifaunística dos cerrados do Estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITORINOLOGIA, 1., 1991, Belém. **Resumos...** Belém, PA: UFPA, 1991. p. 22.

SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K.; LEVEY, D. J. Arrival and survival in tropical tree gaps. **Ecology**, Durham, v. 70, n. 3, p. 562-564, June 1989.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001. 912 p.

SILVA, E. M. D. **Composição e comportamento de grupos heteroespecíficos de aves em área de cerrado, no Distrito Federal**. 1980. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF.

SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia**, Copenhagen, v. 21, n. 1, p. 69-92, 1995.

SILVA, J. M. C. da. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. **Biodiversity Conservation**, London, v. 6, n. 1, p. 435-450, 1997.

SILVA, J. M. C. da. (Coord.). Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do cerrado e do Pantanal: aves. In: WORKSHOP “AÇÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DO CERRADO E PANTANAL”, 1998. **Anais...** 1998a. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/workshop/cerrado/br/aves>>. Acesso em: 14 dez. 2007.

SILVA, J. M. C. da. Biogeografia e conservação de aves na região do cerrado e do Pantanal. In: WORKSHOP “AÇÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DO CERRADO E PANTANAL”, 1998. **Anais...** 1998b. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/pdf/workcerrado/AVES.PDF>>. Acesso em: 14 dez. 2007.

SILVA, J. M. C.; UHL, C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 10, n. 2, p. 491-503, Apr. 1996.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in South American cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, n. 1, p. 225-233, 2002.

SILVA, W. R. de; MARCO, P.; HASUI, E.; GOMES, V. S. M. Patterns of fruit-frugivore interactions in two Atlantic forest bird communities of south-eastern Brazil: implications for conservation. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Oxon: CABI, 2002. p. 423-435.

SILVEIRA, L. F.; D'HORTA, F. M. A avifauna da região de Vila Bela da Santíssima Trindade, Mato Grosso. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 42, n. 10, p. 265-286. 2001.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F.; LONG, A. J. Birds in Atlantic forest fragments in North-east Brazil. **Cotinga**, Bedfordshire, v. 20, n. 1, p. 32-46, 2003.

SIQUEIRA, P. R.; ROCHA, T. M. F.; TEIXEIRA, M. P.; LEITE, L. O.; BORGES, M. A. Z. A influência do tamanho corporal na dieta de nove espécies de aves da família Tyrandae. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007.

SNOW, B. K. Territorial behavior and courtship of the male three-wattled bellbird. **AUK: a journal of ornithology**, Lawrence, v. 94, p. 623-645, Oct. 1977.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. **Nature conservation 2: the role of corridors**. [S.l.]: Surrey Beatty, 1991.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, Durham, v. 76, n. 8, p. 2429-2445, 1995a.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. Effects of fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, Oxford, v. 9, n. 4, p. 1085-1094, 1995b.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; STRONG, C. Long-Term Landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, Oxford, v. 20, n. 4, p. 1212-1223, 2006.

STOUFFER, P. C.; BORGES, S. H. Conservation recommendations for understory birds in Amazonian forest fragments and second growth areas. In: BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. (Ed.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University, 2001. p. 248-261.

STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Reduced feather growth rates of two common birds inhabiting central Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 15, n. 3, p. 721-728, June 2001.

STRAUBE, F. C.; KRUL, R.; CARRANO, E. **Coletânea da avifauna da região sul do estado do Paraná (Brasil)**: atualidades ornitológicas. 2005. Disponível em: <<http://www.ao.com.br/download/sulpr.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 1006.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, p. 81-86, 1988.

THOMPSON, J. N.; WILLSON, M. F. Disturbance and the dispersal of fleshy fruits. **Science**, London, v. 200, n. 4346, p. 1161-1163, June 1978.

THORNE, J. F. Landscape ecology. In: SMITH, D. S.; HELLMUND, P. C. (Ed.). **Ecology of greenways**. Minneapolis: [s.n.], 1993. p. 23-42.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, p. 200-209, 1996.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330-333, Aug. 1996.

UEZU, A. **Efeito do tamanho do fragmento e do tipo de matriz na abundância de seis espécies de aves florestais em Caucaia do Alto, SP**. 2002. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 193 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity and Conservation**, Oxford, 2008.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects on structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Oxford, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

URBEN-FILHO, A.; GATTO, C. A. F. R.; STRAUBE, F. C. Avifauna do parque estadual do Cerrado, Jaguariaíva, Paraná. In: STRAUBE, F. C. et al. (Ed.). **Ornitologia brasileira no Século XX**. Curitiba: UNISUL/SOB, 2000. p. 347-348.

VALADÃO, R. M.; FRANCHIN, A. G.; MAGALHÃES JÚNIOR, O. A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). **Biotemas**, Florianópolis, v. 19, n. 1, p. 81-91, mar. 2006.

VALERI, S. V.; SENÔ, M. A. A. F. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 8., 2004, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto O Direiro por um Planeta Verde, 2004. p. 699-709.

VALÉRIO FILHO, M. Gerenciamento de bacias hidrográficas com aplicação de técnicas de geoprocessamento. In: TAU-K-TORMELO, S. M. **Análise ambiental: estratégias e ações**. Rio Claro: Unesp, 1995. p. 135-140.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão, SP. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p. 113-118.

WENNY, D. G.; LEVEY, D. J. Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. **Proceedings Natl Academy Science USA**, Washington, v. 95, n. 11, p. 6204-6207, May 1998.

WHEELWRIGHT, N. T.; HABER, W. A.; MURRAY, K. G.; GUINDON, C. Tropical fruit-eating birds and their food plants: a survey of a Costa Rican lower montane forest. **Biotropica**, Amsterdam, v. 16, n. 3, p. 173-192, Sept. 1984.

WHEELWRIGHT, N. T.; ORIAN, G. H. Seed dispersal by animals: contrasts with pollen dispersal, problems of terminology, and constraints on evolution. **The American Naturalist**, v. 119, n. 3, p. 402-413, Mar. 1982.

WICKAM, J. D.; RIITERS, K. H.; WADE, T. G.; COULTON, J. W. Temporal change in forest fragmentation at multiple scales. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 481-489, 2007.

WIENS, J. A.; SCHOOLEY, R. L.; WEEKS JUNIOR, R. D. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? **Oikos**, Copenhagen, v. 78, p. 257-264, 1997.

WILLS, C.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. **Proceedings Natl Academy Science USA**, Washington, v. 94, n. 4, p. 1252-1257, Feb. 1997.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlot in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

WILLSON, M. F. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CAB International, 1992.

CAPÍTULO 2

LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIES DE AVES, EM UM SISTEMA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS INTERCONECTADOS POR CORREDORES ECOLÓGICOS, NO MUNICÍPIO DE LAVRAS – MINAS GERAIS

RESUMO

CORRÊA, Bruno Senna. Levantamento das espécies de aves, em um sistema de fragmentos florestais interconectados por corredores ecológicos, no município de Lavras – Minas Gerais. In: _____. **Avifauna em fragmentos florestais e corredores ecológicos no município de Lavras – Minas Gerais**. 2008. Cap. 2, p. 41-84. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Foi realizado um levantamento da comunidade de aves em fragmentos florestais conectados por corredores ecológicos, no município de Lavras, MG – Brasil, compreendido entre as coordenadas 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W e altitude média de 982 m. Foram estudados oito fragmentos de floresta estacional semidecidual (1,0 ha a 12,1 ha) conectados por cinco corredores ecológicos de vegetação arbórea instalado sobre “valos”. Objetivou-se neste trabalho analisar como propriedades da diversidade de aves estão relacionadas aos elementos da paisagem, em uma escala local. O método utilizado para registro de avifauna foi de visualização/vocalização em pontos fixos distribuídos no interior e borda dos fragmentos, corredor e matriz. Foram registradas, em 132 dias (792 horas de observação), 179 espécies de aves, distribuídas em 44 famílias, sendo três espécies consideradas endêmicas do Cerrado, uma endêmica de Mata Atlântica, duas espécies ameaçadas de extinção no Brasil, duas espécies vulneráveis e duas introduzidas. Foram observadas diferenças na distribuição de aves entre fragmentos florestais, corredores ecológicos e matriz, sendo mais frequentes espécies adaptadas à matriz (ambientes abertos) do que espécies florestais, entretanto não foram encontrados resultados significativos que demonstrassem relação da variação da riqueza e da abundância, entre os ambientes estudados. Os resultados evidenciam a relativa ineficiência de fragmentos florestais pequenos mesmo que conectados para a manutenção da diversidade biológica de espécies florestais.

TERMOS PARA INDEXAÇÃO: Comunidade de aves, fragmentos florestais, corredores ecológicos, diversidade de espécies.

ABSTRACT

CORRÊA, Bruno Senna. Bird species survey in forest fragments connected by ecological corridors in Lavras municipality – Minas Gerais – Brazil. In: _____. **Bird assemblage in forest fragments and ecological corridors on Lavras municipality, Brazil**. 2008. Cap. 2, p.41-84. p. Thesys (Doctor Degree in Forestry Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

It has been carried out a bird community survey in forest fragments connected by ecological corridors in Lavras, municipality, Minas Gerais State, between 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W coordinates and 982 m average altitude. Eight stational semi deciduous forest fragments (1,0 ha to 12,1 ha) connected by five ecological corridors have been studied. The aims of this work were analyze how bird diversity characteristics were related to landscape elements in local scale. The used method for bird community survey was point sampling. It has been registered in 132 days (792 hours), 179 species, distributed in 44 families, 3 of which were endemic of Cerrado, 1 was endemic of Atlantic Forest, 2 were threatened in Brazil, 2 were vulnerable and 2 were introduced. Differences in bird distribution have been observed, between forest fragments and ecological corridors, being observed mostly frequent open areas species than forest species. This work confirms the inefficiency of small forest fragments even connected by ecological corridors to maintain bird forest species diversity.

INDEXED EXPRESSIONS: Bird community, forest fragments, ecological corridors, species diversity.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais (Kellman, 1996; Groom & Grubb, 2006). Essas mudanças afetam, de forma diferenciada, os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade de diferentes espécies e, portanto, a estrutura e dinâmica de ecossistemas (Noss et al., 2006). No caso de espécies arbóreas, a alteração na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos, alteram as taxas de recrutamento de plântulas; e os incêndios e mudanças microclimáticas, que atingem de forma mais intensa as bordas dos fragmentos, alteram as taxas de mortalidade de árvores. As evidências científicas sobre esses processos têm se avolumado nos últimos anos (Laurance & Bierregaard Junior, 1997; Groom & Grubb, 2006; Noss et al., 2006; Wickam et al., 2007).

Devido à sua localização geográfica, o bioma Cerrado serve como ponto de passagem para aves que realizam migrações entre as regiões temperadas e equatoriais da América do Sul (Sick, 1985, 2001). Observa-se que, dentro dos cerrados a diversidade de ambientes tem ciclos biológicos próprios, nem sempre sincronizados, o que favorece migrações de aves, para utilizar alimentos sazonalmente disponíveis em cada lugar (Sick, 1985).

A composição das aves do bioma Cerrado responde a um gradiente vegetacional apresentado por esse bioma de tal modo que Silva (1995a,b) reconhece três conjuntos de espécies, quanto ao uso do habitat: restritas a ambientes abertos, a ambientes florestais e semi-independentes.

Essa composição pode estar relacionada a alguns fatores, seja direta ou indiretamente. A degradação de habitat parece ser um importante fator na distribuição de avifauna do Cerrado. Essa degradação, em decorrência principalmente da expansão agrícola, parece favorecer algumas famílias de aves, enquanto outras se deslocam dessas áreas antropizadas, tornando-se restritas a áreas de refúgio (Marini, 2001).

Existem poucos estudos relacionados à estrutura da comunidade de avifauna, em paisagens fragmentadas de Cerrado (Tubelis, 1997; Lima et al., 2003; Penteado, 2006). Atualmente, observam-se vários estudos de avifauna relacionados a fragmentos e corredores de Mata Atlântica, no estado de São Paulo (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Uezu et al., 2005; Antunes, 2005; Develey, 2004), Minas Gerais (Ribon, 1998, 2003; Maldonado-Coelho & Marini, 2000), Bahia (Laps et al., 2003) e Paraná (Soares & Anjos, 1999; Anjos, 2001; Anjos et al., 2004). Não se conhecem os parâmetros, direta e indiretamente relacionados à dinâmica de avifauna em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais inseridas no bioma Cerrado, nem tão pouco sobre os corredores que os conectam. Tais estudos podem fornecer subsídios para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação de fauna e flora em paisagens fragmentadas de Cerrado, além de possibilitar a preservação de espécies endêmicas do bioma.

Tendo em vista os fatores relacionados com a composição da avifauna em ambientes fragmentados e o pouco conhecimento existente em relação a paisagens de Cerrado fragmentadas pela atividade agropecuária, nesse trabalho objetivou-se principalmente, analisar como a paisagem e os habitats característicos dela estão associados com a riqueza de espécies de avifauna em uma escala de paisagem, na fazenda da Lage e áreas adjacentes, município de Lavras - MG. Pretende-se testar a seguinte hipótese: a distribuição da diversidade de aves é influenciada pelas características estruturais do sistema

corredor/ fragmento/ matriz, partindo do pressuposto de que os diferentes elementos da paisagem oferecem atributos distintos à comunidade de aves ou à parte dela.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O sistema corredor-fragmento estudado está localizado na cidade de Lavras, região do Alto Rio Grande, Sul de Minas Gerais e está compreendido entre as coordenadas 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W (Figura 1). A área de estudo encontra-se a, aproximadamente, 6 km do município de Lavras, na encosta da Serra do Carrapato. Ao todo, foram analisados oito fragmentos (F) interligados a um corredor de vegetação (C), composto por um eixo principal e quatro ramificações (Figura 1), onde sete dos fragmentos apresentam curso de água em seu interior. A área total dos fragmentos é de 51,1624 ha, variando de 1,0302 ha o menor e 12,40 ha o maior (Tabela 1). Os corredores, abordados no presente estudo, são definidos como estruturas lineares de vegetação, de várias origens, de largura reduzida (entre 3 e 6 m), podendo estar conectados a fragmentos de áreas variadas (Castro, 2004). O histórico de ocupação e relacionamento da população com o ambiente em que está inserida encontra-se refletido na paisagem atual, onde se percebem um número reduzido de remanescentes florestais, extensas áreas de monoculturas de gêneros alimentícios e de criação de gado. A estrutura agrária da região do Alto Rio Grande encontra-se extremamente fragmentada, o que propiciou, e ainda propicia, a formação de uma extensa malha de corredores de vegetação nativa. Basicamente existem duas origens distintas destes corredores: (i) as faixas estreitas de vegetação deixadas nos limites das propriedades após o corte raso das florestas e (ii) a colonização pela vegetação nativa dos valos, cercas e muros

de pedra utilizados como divisórias entre glebas de terra. Os valos, provavelmente devido à maior umidade do solo, são naturalmente colonizados por espécies arbóreas das florestas estacionais e de galeria da região formando corredores de vegetação florestal. Esses valos divisores de glebas de terra são extremamente comuns em toda a região estudada. A vegetação dos valos, na região Sul de Minas, é conhecida popularmente como restinga. Segundo as comunidades tradicionais, os valos foram construídos por escravos no período da colonização e possuíam, aproximadamente, dimensões de 1,5 m de largura com a profundidade de 1m. Essas estruturas eram construídas nas propriedades onde não havia a disponibilidade de pedras para a construção de muros, respeitando-se, assim, as características da região. Por outro lado, os valos podem favorecer o aparecimento de voçorocas nas propriedades, por serem um canalizador de água, podendo ainda dificultar a passagem de animais, de veículos, de máquinas agrícolas, de linhas de irrigação e construção de curvas de níveis (Castro, 2004).

Na área estudada (Figura 1), podem ser identificados:

- a) uma área matricial (M), composta por culturas anuais (milho, soja, feijão, dentre outras), pastagens plantadas (*Brachiaria spp.*) para criação de gado, campos naturais e antropizados;
- b) corredores de vegetação arbórea ocorrendo em valos;
- c) porções de hábitat do tipo mosaico, compreendendo vegetação de cerrado sentido amplo, matas de galerias e manchas de florestas estacionais semidecíduais (Castro, 2004).

O clima da região pode ser definido, como do tipo Cwa de Köppen, com precipitação média anual de 1.529,7 mm e temperatura média anual de 19,4°C (Brasil, 1992; Ometto, 1981). A altitude mínima na área de estudo é de 920 m e a máxima de 1.180 m (Castro, 2004).

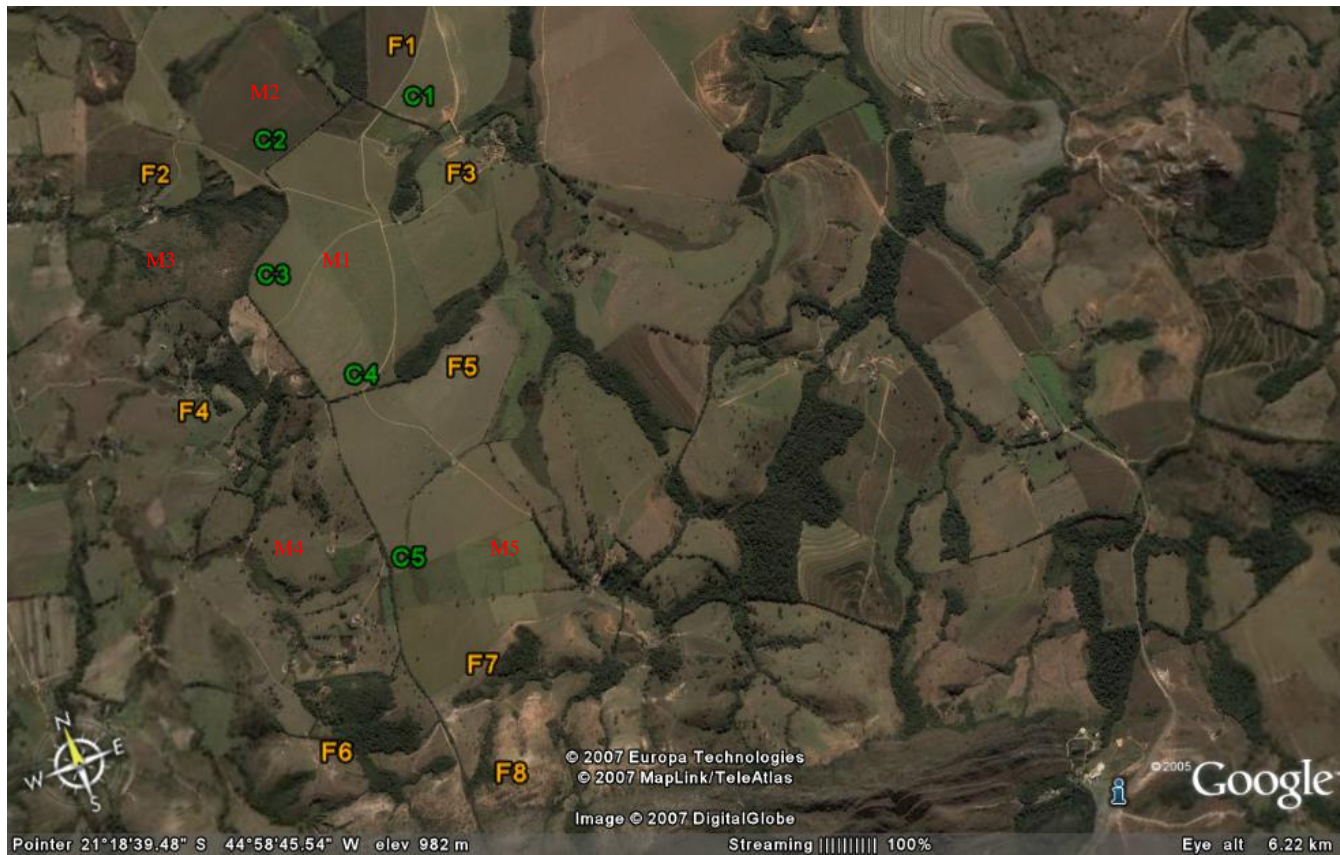


FIGURA 1 Mapa da área de estudo, município de Lavras – Minas Gerais, na base da Serra do Carrapato (Fonte: <http://earth.google.com>).

TABELA 1 Áreas estudadas, dentro dos ambientes, com os pontos amostrados.

Ambientes	Áreas (ha)	Pontos amostrados	Área amostral (m ²)	Altitud e	Coordenadas
Fragmentos					
florestais					
F1	7,1997	8	2513 m ²	965 m	21°17'28''S/44°59'13''W
F2	11,8452	8	2513 m ²	971 m	21°17'43''S/44°59'40''W
F3	1,0302	8	2513 m ²	977 m	21°17'51''S/44°59'13''W
F4	7,3661	8	2513 m ²	973 m	21°18'08''S/44°59'48''W
F5	7,8013	8	2513 m ²	977 m	21°18'13''S/44°59'16''W
F6	12,4011	8	2513 m ²	996 m	21°19'01''S/44°59'47''W
F7	2,2593	8	2513 m ²	990 m	21°19'01''S/44°59'47''W
F8	1,2595	8	2513 m ²	1044 m	21°19'13''S/44°59'32''W
Corredores					
C1	0,2	8	628 m ²	960 m	21°17'39''S/44°59'10''W
C2	0,28	8	628 m ²	985 m	21°17'38''S/44°59'24''W
C3	0,44	8	628 m ²	996 m	21°17'58''S/44°59'41''W
C4	0,12	8	628 m ²	991 m	21°18'17''S/44°59'29''W
C5	0,72	8	628 m ²	1002 m	21°18'43''S/44°59'35''W
Matriz					
M1		8	10053 m ²	985 m	21°17'46''S/44°59'23''W
M2		8	10053 m ²	980 m	21°17'33''S/44°59'28''W
M3		8	10053 m ²	997 m	21°17'50''S/44°59'43''W
M4		8	10053 m ²	934 m	21°18'33''S/44°59'53''W
M5		8	10053 m ²	1022 m	21°18'49''S/44°59'19''W
Total	51,16	64	20104 m²		
fragmentos					
Total	1,76	40	3140 m²		
corredores					
Total matriz	15,7	40	50265 m²		
Total	68,62	144	73509 m²		

2.2 Avaliação da avifauna

2.2.1 Levantamento de avifauna

A amostragem da comunidade de aves foi realizada nos fragmentos, nos corredores e na matriz, a partir do crepúsculo matutino, período de maior atividade das aves diurnas e também no período crepuscular.

a) Amostragem

Foi realizado o método qualiquantitativo de amostragem por pontos (Blondel et al., 1970; Vielliard & Silva, 1989).

As observações foram realizadas três vezes por semana entre fevereiro a dezembro de 2005, contando com um total de 132 dias (792 horas) de trabalho de campo. Foram utilizados binóculos Nixon Action 8x40 mm e Tasco 8x21 mm. O trabalho se iniciava às 5:30 a.m., terminando por volta das 8:30 horas. Duas vezes por semana eram realizadas visitas no horário crepuscular (16:00 – 19:00). A documentação das espécies foi feita através de fotografias, com máquina fotográfica Fuji FinePix 5100S e gravações em fitas K7, utilizando-se gravador Panasonic RQ-L31.

b) Amostragem nos fragmentos florestais

Nos oito fragmentos encontrados no sistema corredor-fragmento, que serviram de área de estudo de outra dissertação (Castro, 2004), foram georreferenciados, sistematicamente, 64 pontos de observação (oito pontos em cada fragmento), sendo quatro pontos (equidistantes) nas bordas e quatro pontos (equidistantes), no interior de cada fragmento. A distância entre cada ponto foi de 40 m. Cada ponto de observação foi coberto num raio de 10 metros,

totalizando 314,1 m² por ponto. Foram realizadas paradas de 10 minutos em cada ponto onde foram anotadas as datas das amostragens, horário, família, espécie, tipo de contato estabelecido (visual e/ou auditivo), número de contatos, comportamento (forrageio, vôo, corte), local e outras observações gerais sobre a espécie em questão.

c) Amostragem dos corredores de vegetação:

Foram feitos caminhamentos ao longo dos cinco corredores presentes no sistema corredor-fragmento, que serviram de área de estudo de outra dissertação (Castro, 2004). Foram realizadas paradas de 10 minutos, para registro e fotografia de representantes de avifauna observados, em oito pontos equidistantes em cada corredor, totalizando 40 pontos. Cada ponto de observação foi coberto num raio de 10 metros, totalizando 314,1 m² por ponto. A distância entre cada ponto foi de 40 m. Cada ponto marcado para o corredor, foi coberto em um raio de 10 m, totalizando 314,1 m² por ponto.

d) Amostragem na matriz

O ambiente de matriz foi dividido em cinco áreas (M1 a M5). Foram georreferenciados, sistematicamente, 40 pontos de observação (oito pontos em cada área). A distância entre cada ponto foi de 200 m. Cada ponto de observação foi coberto num raio de 20 metros. Foram realizadas paradas de 10 minutos em cada ponto onde foram anotadas as datas das amostragens, horário, família, espécie, tipo de contato estabelecido (visual e/ou auditivo), número de contatos, comportamento (forrageio, vôo, corte), local e outras observações gerais sobre a espécie em questão.

e) Levantamento quantitativo – Método de Amostragem por Pontos

Esse método permite definir parâmetros populacionais como o índice pontual de abundância das espécies (IPA), índice de similaridade, para posterior comparação com espécies encontradas em outras áreas.

Os pontos de amostragem quantitativa foram registrados em GPS para posterior incorporação ao banco de dados georreferenciados. As vocalizações foram gravadas em fitas K-7, em gravador Panasonic RQ-L31, com microfone. A identificação das espécies e a nomenclatura utilizada efetuaram-se através de referências básicas sobre aves encontradas em CBRO (2007) e Ridgely & Tudor (1989, 1994).

2.3 Descrição e caracterização da comunidade

Para as análises de riqueza estimada de espécies, foi usado um método não-paramétrico do tipo Jackknife (de primeira ordem). Esse estimador se baseia no número de espécies que ocorrem somente em uma amostra (L). É uma técnica para reduzir a subestimação do verdadeiro número de espécies em uma comunidade, com base no número representado em uma amostra, reduzindo a inclinação da ordem $1/m$ (Krebs, 1989; Palmer, 1990). A análise foi feita com o auxílio do programa Estimate S (Colwell, 2005).

$$\text{Jack 1} = S + L \cdot \frac{m - 1}{m}$$

S = número de espécies observadas

L = número de espécies registradas em uma amostra

m = número de amostras

m - 1 = número de amostras - 1

As estimativas de riqueza e as curvas de acumulação de espécies foram realizadas utilizando-se o programa Estimate S (Colwell, 2005), com auxílio do programa Excel 2003 e Statistica 6.0, na plataforma Windows XP. Os cálculos foram realizados com base em 500 aleatorizações (runs), considerando uma amostragem como o esforço de campo total para os ambientes avaliados (14 amostras). O intervalo de confiança da riqueza estimada foi determinado pela seguinte equação (Zar, 1999):

$$IC_{(95\%)} = X \pm t_{(\alpha,gl)} S_x$$

onde:

- $IC_{(95\%)}$: intervalo de confiança da riqueza estimada pelo método Jackknife 1;
- X : riqueza estimada pelo método Jackknife 1;
- $t_{(\alpha,gl)}$: valor de t da distribuição de Student ($\alpha = 5\%$ para teste bicaudal);
- S_x : erro padrão da riqueza estimada.

Foi calculada uma medida de similaridade entre as áreas amostradas, representado pelo índice de similaridade de Jaccard (IJ):

$$IJ = \frac{c}{a + b + c} * 100$$

c = número de espécies em comum das duas comunidades comparadas

a e b = número de espécies exclusivas de cada uma das duas comunidades comparadas

Também foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), segundo Magurran (1988), para a comunidade. Para a obtenção desse, é importante não só o número de espécies na área, mas também a sua abundância:

$$H' = - \sum P_i \ln (P_i)$$

P_i = proporção dos indivíduos da espécie i em relação ao número total de indivíduos da comunidade

Foram realizadas Análises de Agrupamento Hierárquico (*cluster*) de similaridade entre ambientes, a partir de dados de abundância de espécies. O método de agrupamento foi o de UPGMA e o índice de similaridade de Bray Curtis. Os agrupamentos mais evidentes foram destacados e comparados com os resultados do DCA (Detrended Correspondence Analysis).

Os estudos de ornitologia costumam utilizar o ranqueamento de abundância, sendo descrito da seguinte forma (Fowler & Cohen, 1996): score 1: raro – 1 a 5 indivíduos; score 2: incomum – 5 a 20 indivíduos; score 3: comum – 20 a 100 indivíduos; score 4: freqüente – 100 a 1000 indivíduos; score 5; abundante – acima de 1000 indivíduos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No sistema de fragmentos/corredores/matriz foram registradas 179 espécies de aves pertencentes a 45 famílias. Por se tratar de uma região de transição entre biomas (Cerrado e Mata Atlântica) foram observadas espécies residentes e migratórias de ambos os biomas. Os mosaicos vegetacionais presentes na região parecem facilitar a ocorrência de alguns grupos, de forma que foi possível observar as espécies em diferentes frequências nos períodos reprodutivos e não reprodutivos.

Em termos de áreas preferenciais, observou-se que a família Tyrannidae (25 espécies) (14 %) é mais comum em corredores e áreas abertas. A família Emberezidae (14 espécies) (7,8 %) é comum a todos os ambientes (fragmento, corredor e matriz). A família Thraupidae (13 espécies) (7,3 %) é mais comum em bordas de fragmentos. A família Trochilidae (12 espécies) (6,7 %) é comum tanto em fragmentos (bordas) como em corredores. A família Furnariidae (11 espécies) (6,2 %) é mais comum em corredores e bordas de fragmentos. Foram registradas 29 espécies de interior (16,3 %), pertencentes a 7 famílias – Thraupidae, Thamnophilidae, Furnariidae, Parulidae, Picidae, Cuculidae, Pipridae.

Do total de espécies registradas, 115 espécies são típicas de áreas abertas (64,10%) e 64 espécies são semidependentes (35,90%), especialistas ou não (podem utilizar outros tipos de ambientes). O predomínio de certas famílias, como Tyrannidae (25 espécies) (14%), Emberezidae (14 espécies) (7,8%), Thraupidae (13 espécies) (7,2%) e Trochilidae (12 espécies) (6,7%), sugere a adequação delas aos mosaicos vegetacionais presentes na área e tipicamente caracterizados como áreas com grau moderado a elevado de distúrbio (D'Ângelo Neto et al., 1998).

Das 38 espécies essencialmente florestais registradas, 15 (39,5%) foram observadas também nos corredores de vegetação, o que sugere que elas utilizam esses corredores para deslocamento entre os fragmentos. Estudos relacionando a importância de corredores ecológicos destacam que esses ambientes favorecem a movimentação de espécies de aves agressivas (generalistas), dificultando o deslocamento de espécies florestais (Catterall et al., 1991).

Uezu et al. (2005) observaram que fatores como a distância entre fragmentos, o grau de isolamento e a estrutura de corredores (forma e largura) contribuem para a dispersão de certas espécies florestais, sugerindo uma relação direta entre o ambiente e a qualidade do habitat (disponibilidade de recursos alimentares, espaço, estrutura da vegetação, sombra, poleiros e contatos com predadores).

A diversidade da comunidade de aves, no sistema de mosaico dos fragmentos-corredores, pode estar relacionada a parâmetros como a qualidade do habitat e a conexão desses ambientes com corredores ecológicos. Os ambientes fragmentados favorecem espécies, mais adaptadas às pressões antrópicas, a utilizarem corredores ecológicos (Dário & Almeida, 2000).

A análise de cluster (Figura 3) formou três grupos distintos, um deles formado pela matriz, outro pelos corredores, outro pelos fragmentos. Os ambientes de matriz (M1 a M5) foram 100 % similares entre eles, mas bastante dissimilares aos outros ambientes (corredores e fragmentos). Por se tratar de ambiente aberto composto por áreas de pastagens, cultivos agrícolas e campos sujos permitem o deslocamento de diversas espécies de aves observadas. Grande parte da diversidade observada ficou registrada nesses ambientes, de forma que se pode sugerir que ambientes antropizados são favoráveis para grupos de aves pouco sensíveis, seja com dieta generalista, seja com dieta específica, mas de fácil obtenção (é o caso de insetívoros). A baixa similaridade observada entre a matriz e fragmentos (38 %) e entre matriz e corredores (38 %) pode estar

relacionada a alguns fatores como a amplitude dos nichos, a estrutura do ambiente, a presença de habitats preferenciais, entre outros pois espécies exclusivas de áreas abertas reduzem a similaridade entre ambientes (Merriam, 1991; Rolstad 1991; Sttoufer & Bierregaard Junior, 1995a,b).

O grupo formado pelos corredores confirmou tal resultado, possivelmente devido à similaridade florística dos fragmentos florestais (Castro, 2004), que favorece os mesmos grupos de aves que utilizam os corredores para se deslocar entre fragmentos. A similaridade entre corredores ficou entre 67 % (C1 e os demais corredores) a 78 % (C2 e C3).

Já o grupo formado pelos fragmentos apresentou maior similaridade entre os fragmentos 4 e 6 (76%) em relação aos demais (60 % na média). Esses dois fragmentos supracitados são delimitados por área de campo sujo, que parece favorecer o deslocamento de espécies de aves entre fragmentos. Nesses ambientes de campo sujo adjacentes (matriz) foram observados vários registros de espécies se deslocando da área aberta para a borda dos fragmentos.

A persistência de populações em paisagens fragmentadas é dependente de alguns fatores como a permeabilidade da matriz, o grau de conectividade das paisagens com modelos de metapopulações (Burgess, 1988; Fahrig & Merriam, 1994; Metzger, 1997; Wiens et al., 1997; Hanski, 1998; Moilanen & Hanski, 1998; Colli et al., 2003) e ainda da diversidade de nichos (MacArthur, 1972). Entre esses, a permeabilidade da matriz (Antas, 1999) parece ter favorecido a ocorrência de alguns grupos de aves, em detrimento de outros. Essa permeabilidade está principalmente relacionada à eficiência de stepping stones, que geralmente funciona em graus intermediários de resistência da matriz (Antas, 1999; Uezu, 2002, 2006; Uezu et al., 2005).

O tamanho do fragmento não foi um fator que aumentasse a similaridade entre os ambientes analisados na área de estudo, pois um fragmento muito pequeno (menor que 10 ha), pode não possuir habitats suficientes para a

persistência de populações de determinadas espécies e apresente características mais homogêneas (Colli et al., 2003). Em estudo anterior, no mesmo conjunto de fragmentos-corredor, foi observada alta similaridade florística entre ambientes de borda/corredor e fragmentos (Castro, 2004), o que evidencia uma certa homogeneidade em termos de estrutura, para o estabelecimento de certos grupos de aves. Na verdade, outro fator que pode estar relacionado é a dificuldade de dispersão das espécies florestais (Uezu et al., 2005, Simon, 2006).

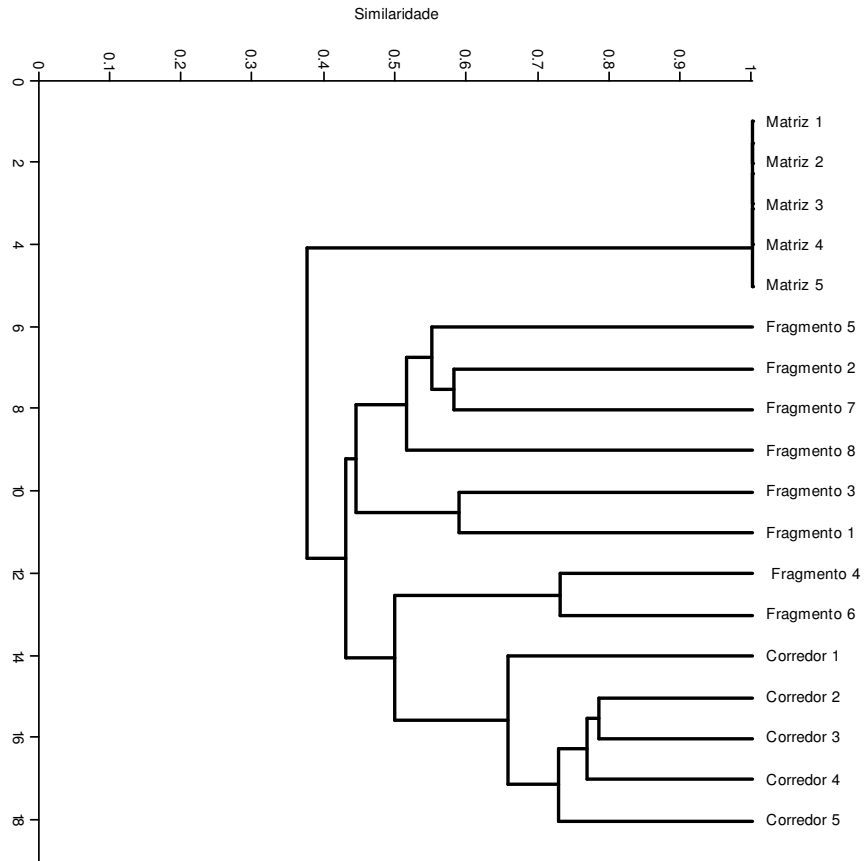


FIGURA 3 Dendrograma de similaridade de Bray Curtis (UPGMA) da composição da avifauna, no mosaico fragmento-corredor na fazenda da Lage, município de Lavras, Minas Gerais.

A diferença entre o índice de diversidade da avifauna (H') (Tabela 2) para fragmentos ($H' = 3.42$) e corredores ($H' = 3.23$) apresentou análises não significativas ($p < 0,01$). Assim como as relações entre o índice de diversidade para fragmentos e matriz ($H' = 2.22$) e para corredores e matriz ($H' = 2.22$) ($p > 0,01$). Os dados de similaridade total para matrizes foi mais elevado ($H' =$

3,42), entretanto foram escolhidos e analisados os dados separados, de forma a especular as diferenças deles de acordo com a permeabilidade da matriz. D'Ângelo Neto et al. (1998) encontraram resultados mais elevados de diversidade para fragmentos florestais ($H' = 3,55$ a $3,73$). Esses índices elevados, em ambientes fragmentados e reduzidos podem ser resultantes do aparecimento de espécies de aves generalistas (Lynch & Whigham, 1984). O índice de diversidade, para estudos em área de Mata Atlântica, geralmente obtém resultado um pouco mais elevado, como os observados por Marsden et al. (2001) ($H' = 3,93$ em área de reserva e $H' = 3,58$ em fragmentos florestais) e Penteadó (2006) ($H' = 3,70$ a $4,3$) que trabalharam em fragmentos florestais bem maiores que os estudados.

A análise da riqueza de espécies da avifauna (Jackknife 1) também pode ser observada na tabela 2. A matriz, quando avaliada no aspecto total apresentou resultado mais elevado (Jack 1 = 146,25). Entretanto, quando foram analisados os dados separadamente, os ambientes de matriz apresentaram as menores dados de riqueza (Jack 1 = 16,03 a Jack 1 = 38,90). A comparação entre a riqueza de espécies entre fragmentos florestais e corredores não apresentou diferenças significativas. Entretanto, ao se comparar a riqueza entre fragmentos florestais x matriz e corredores x matriz observaram-se diferenças significativas (Figura 5). Essas análises sugerem a influência de áreas de campo sujo adjacentes, que favorecem o deslocamento de espécies de áreas abertas para os fragmentos florestais. Parâmetros como a permeabilidade da matriz parece ser um fator que reduz o estabelecimento de espécies florestais (Simon, 2006).

Os resultados da riqueza de espécies, observados para os fragmentos 1 e 8, sugerem que entre outros fatores, a estrutura e o tamanho dos fragmentos não estão adequadas ao estabelecimento, ou deslocamento de espécies de aves. A regressão linear realizada com a área dos fragmentos x número de indivíduos ($r^2 = 0,13$; $F = 0,960$; $p < 0,3649$) e área dos fragmentos x riqueza observada ($r^2 =$

0,23; $F = 1,861$; $p < 0,2213$) não foi estatisticamente significativa, indicando que o tamanho da área não influencia na distribuição das espécies de aves para o sistema estudado. Estudos relacionando aves e sua distribuição em ambientes florestais geralmente são realizados em fragmentos maiores (100 ha, 200 ha, 300 ha ou maiores) seja na Floresta Atlântica (Ribon, 1998, 2003; Anjos, 2001; Develey, 2004) ou na Floresta Amazônica (Stouffer & Bierregaard Junior, 1995a,b; Laurance & Bierregaard Junior, 1997). Uma hipótese proposta por Lomolino (2000) destaca que, para áreas muito pequenas, não é possível evidenciar a relação espécie-área e quais aspectos envolvem essa relação, sejam efeitos demográficos de populações pequenas ou efeitos estocásticos.

TABELA 2 Índice de diversidade (H') e Riqueza de espécies (Jacknife) da avifauna, na área de estudo.

Ambientes	Nº espécies	Nº indivíduos	ID	Jack 1	DP	I.C. (95%)	H'	DP
Fragmento 1	38	231	117.857	48.63	2.27	1.73	3.26	0
Fragmento 2	59	341	173.98	78.38	2.94	2.82	3.69	0
Fragmento 3	56	335	170.918	70	5.77	2.57	3.53	0
Fragmento 4	50	234	119.388	64.88	3.61	2.36	3.48	0
Fragmento 5	50	197	100.51	65.75	4.13	2.42	3.54	0
Fragmento 6	47	209	106.633	63.75	3.91	2.31	3.22	0
Fragmento 7	44	162	82.653	58.88	3.84	2.13	3.46	0
Fragmento 8	33	125	63.776	44.38	3.95	1.65	3.22	0
Corredor 1	42	406	207.143	52.63	3.73	1.93	3.1	0
Corredor 2	43	367	187.245	52.63	1.84	1.91	3.13	0
Corredor 3	44	315	160.714	57.38	2.94	2.14	3.31	0
Corredor 4	40	292	148.98	47.88	2.45	1.76	3.2	0
Corredor 5	49	313	159.694	57.75	2.19	2.14	3.41	0
Matriz 1	49	378	199.995	22.97	0.93	2.44	2.14	0
Matriz 2	47	347	182.604	20.95	1.42	2.34	2.26	0
Matriz 3	39	683	339.122	38.90	2.24	4.21	2.70	0
Matriz 4	42	293	147.822	16.96	1.34	1.93	2.10	0
Matriz 5	50	276	139.030	16.03	1.25	1.84	1.93	0

$H' = 1,0$ a $2,0$ (avifauna de florestas temperadas)
 $H' = 3,0$ (avifauna de ambientes tropicais) Vielliard & Silva (1989)

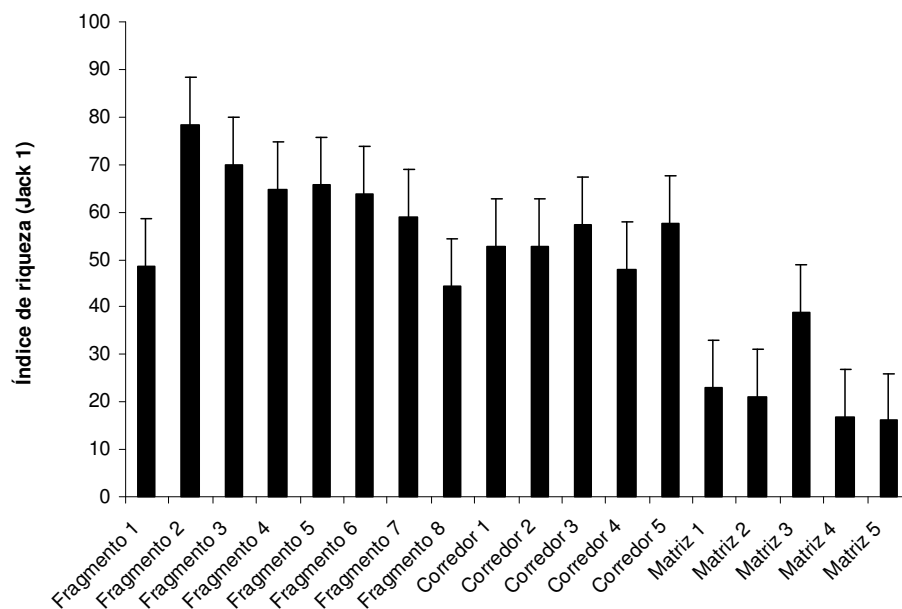


FIGURA 4 Gráfico geral do índice de riqueza (Jack 1) da avifauna amostrada no mosaico fragmento-corredor na fazenda da Lage, município de Lavras, Minas Gerais.

A análise de DCA (Detrended Correspondence Analysis), utilizando a frequência relativa das espécies registradas para posicionar os elementos da paisagem, formou três grupos (figura 5). Um grupo foi composto pelos corredores, enquanto outro grupo foi formado pela matriz. Os fragmentos mostraram-se bastante dispersos.

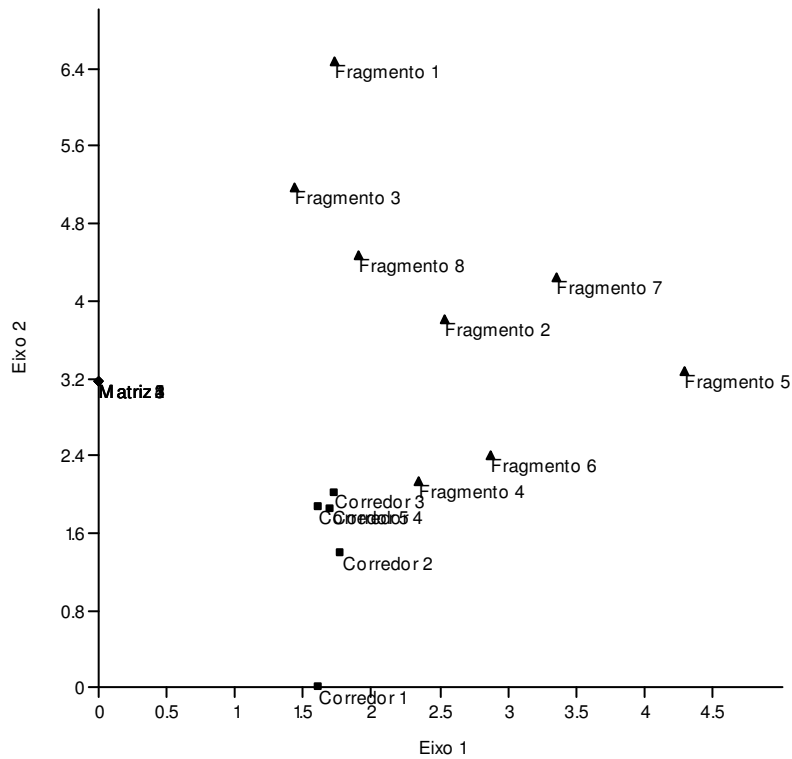


FIGURA 5 Gráfico geral da distribuição da avifauna, amostrada no mosaico fragmento-corredor, na fazenda da Lage, município de Lavras, Minas Gerais.

As espécies que apresentaram maior associação ao eixo 1 da DCA foram *Basileuterus flaveolus*, *Coryphospingus pileatus*, *Myiarchus ferox*, *Piaya cayana* e *Conirostrum speciosum*. As espécies que apresentaram maior associação com o eixo 2 foram *Guira guira*, *Conirostrum speciosum* e *Piaya cayana* (Tabela 4). Em termos de habitats, observou-se que grande parte das espécies com maior frequência relativa são espécies de ambientes abertos e de hábitos generalistas.

TABELA 4 Valores de Eigen da análise de DCA (Detrended Correspondence Analysis) da frequência relativa das 42 espécies mais frequentes, no sistema fragmento/corredor/matriz.

CA case scores	Axis 1	Axis 2
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.575	0.265
<i>Thalurania furcata</i>	1.840	0.413
<i>Phaeoprogne tapera</i>	0.000	0.961
<i>Speotyto cunicularia</i>	0.000	0.961
<i>Phaethornis pretrei</i>	1.261	0.910
<i>Conirostrum speciosum</i>	1.785	1.349
<i>Tangara cyanoventris</i>	1.038	0.445
<i>Piaya cayana</i>	1.821	1.291
<i>Xolmis velatus</i>	0.156	0.869
<i>Saltator similis</i>	1.577	0.883
<i>Icterus cayanensis</i>	0.865	0.503
<i>Psarocolius decumanus</i>	1.024	0.178
<i>Alopocheilidon fucata</i>	0.197	1.149
<i>Emberizoides herbicola</i>	0.633	0.994
<i>AraíInga aurea</i>	0.679	0.195
<i>Amazilia fimbriata</i>	1.361	0.732
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	1.158	0.979
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	1.762	1.222
<i>Brotogeris chiriri</i>	0.772	0.566
<i>Sporophila nigricollis</i>	0.755	0.898
<i>Basileuterus flaveolus</i>	2.374	1.248
<i>Thraupis sayaca</i>	1.630	0.650
<i>Ramphastos toco</i>	0.776	0.813
<i>Coragyps atratus</i>	0.444	0.303
<i>Coryphospíngus pileatus</i>	2.103	0.000
<i>Eupetomena macroura</i>	1.233	0.828
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	1.522	0.824
<i>Sicalis flaveola</i>	1.566	1.000
<i>Ammodramus humeralis</i>	0.989	0.071
<i>Colaptes campestris</i>	1.449	0.846
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0.375	1.263
<i>Myiarchus ferox</i>	1.902	1.215
<i>Caracara plancus</i>	1.064	0.480
<i>Guira guira</i>	1.203	1.757
<i>Colibri serrirostris</i>	1.375	1.376
<i>Mimus saturníInus</i>	0.957	1.219
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.397	1.174
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1.193	0.858
<i>Columbina talpacoti</i>	0.952	0.939
<i>Crotophaga ani</i>	0.996	1.012
<i>VolafInia jacarIna</i>	1.633	0.856
<i>Zonotrichia capensis</i>	1.313	0.779

As características da área estudada, envolvendo o histórico de ocupação e a presença de remanescentes florestais semidecíduais interligados por corredores, possibilita a presença de uma variedade de habitats (Anjos et al., 2004; Penteado, 2006). Segundo Uezu et al. (2005), o tamanho do fragmento exerce papel fundamental para explicar variações na riqueza e composição de espécies, em ambientes com baixa conectividade, enquanto que, em paisagens bem conectadas, a influência da matriz é mais importante do que o tamanho da área.

Em relação ao ranqueamento de abundância (métodos), nas áreas de maior abundância relativa (AR) observadas (corredor e interior de matriz), para o o ambiente de matriz, foram observadas 67% de registros comuns, 22% de registros incomuns e 11% de registros raros. As espécies desse ambiente são consideradas espécies florestais (*Amazilia lactea*, *Columbina squammata*, *Piaya cayana*, *Sclerulus scansor*) ou espécies de borda (*Galbula ruficauda*), mas que se comportaram dessa forma, devido à sensibilidade e à pressão seletiva do ambiente por recursos alimentares, espaço e abrigo. Para o ambiente matriz-interior, foram observadas 49% de registros comuns, 38% de registros incomuns e 13% de registros raros. As espécies que freqüentam esses ambientes (*Dacnis cayana*, *Elaenia chiriquensis*, *Elaenia flavogaster*, *Euphonia violacea*, *Melanerpes candidus*, *Synallaxis spixi*, *Tangara cyanoventris*), são consideradas florestais, mas com baixa sensibilidade a alterações antrópicas (Sigrist, 2005).

As diferentes disposições da matriz, parecem diluir a distribuição da comunidade de aves, no sistema fragmento-corredor-matriz (Figura 6). Os fatores que influenciam bastante nessa diluição da abundância relativa, parecem estar relacionado com a permeabilidade da matriz adjacente (Uezu et al., 2005; Uezu, 2006) e a estrutura do habitat (Wilson, 1974). As espécies melhor adaptadas e consideradas generalistas agressivas, conseguem se deslocar em

maior densidade, através dos corredores ecológicos e borda (AR=81,95) do que outro grupo que utiliza a matriz e forrageia no interior dos fragmentos (AR=81,95). É interessante observar que, devido ao tamanho reduzido dos fragmentos, a denominação de interior seria utilizada para dividir o fragmento (parte externa de parte interna), geralmente empregado para fragmentos menores que 10 ha de área, com pressão intensiva de gado (pisoteio) e alterações na dinâmica da comunidade vegetal. Na realidade, trata-se de uma área sob efeito borda e sob efeito de mudanças contínuas.

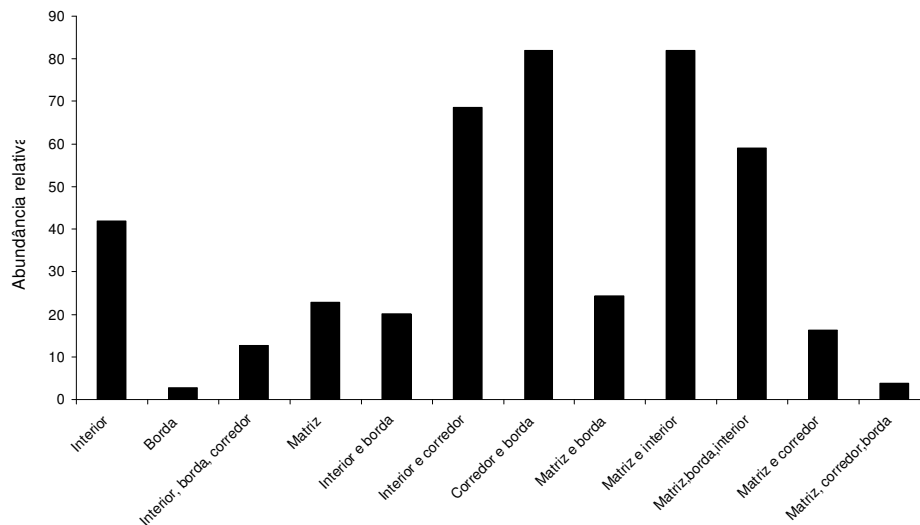


FIGURA 6 Abundância relativa das espécies de aves que frequentam os ambientes do sistema fragmento-corredor-matriz, na fazenda da Lage, município de Lavras, MG.

4 CONCLUSÃO

A distribuição de aves no complexo estudado parece ser mais afetada pela estrutura do que pelo tamanho dos fragmentos. É possível que exista influência na distância entre fragmentos para a distribuição de grupos florestais dependentes e semidependentes de aves, mas isso não foi avaliado. Houve predomínio de grupos generalistas e de áreas abertas. Esse fator sugere que certos grupos de avifauna apresentam preferência de habitat. Os grupos florestais semidependentes são favorecidos pela permeabilidade da matriz, em relação aos grupos dependentes.

A baixa riqueza de espécies exclusivamente florestais indica que a área de estudo é similar a uma colcha de retalhos, e parece que os fragmentos não fornecem nichos, a estrutura do ambiente, a presença de habitats preferenciais suficientes para suportar mais espécies florestais do que foi registrado.

Os corredores funcionaram de maneira eficiente para o deslocamento de aves e para descanso. A riqueza de espécies semidependentes que utilizam os corredores realmente necessitam dessa estrutura para se deslocar entre os fragmentos. Como existem vários corredores conectando os fragmentos, tal sistema pode favorecer a dinâmica da taxocenose de aves.

São necessários estudos ao longo prazo em ambientes fragmentados, correlacionando sempre alterações nas matrizes adjacentes e suas implicações na dinâmica da comunidade avifaunística.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 12, n. 3, p. 493-511, 1995.
- ANJOS, L. Bird communities in five atlantic forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 12, p. 11-27, 2001.
- ANJOS, L.; ZANETTE, L.; LOPES, E. V. Effects of fragmentation on the bird guilds fo the atlantic forest in north Paraná, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 15, p. 137-144, 2004.
- ANTAS, P. de T. Z. **Comunidades de aves dos cerrados do Planalto Central e porção ocidental do médio rio São Francisco**. 1999. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília.
- ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 13, n. 1, p. 47-61, Jun. 2005.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Lynx edicions e birdlife international**. [S.l.: s.n.], 2000. 852 p.
- BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La méthode des indices ponctuels d'abundance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". **Alauda: revue internationale d'ornithology**, Dijon, França, v. 38, p. 55-71, 1970.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas climatológicas: 1961-1990**. Brasília, 1992. 132 p.
- BURGESS, R. L. Community organization: effects of landscape fragmentation. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 66, n. 12, p. 2687-2690, Nov. 1988.
- CASTRO, G. C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG**. 2004. 83 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CATTERALL, C. P.; GREEN, R. J.; JONES, D. N. Habitat use by birds across a forest-suburb interface in Brisbane: implications for corridors. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2: the role of corridors**. New South Wales: Surrey Beatty & Sons, 1991. p. 247-258.

COLLI, G. R.; ACCACIO, G. M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R. R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M. V.; WIEDERHECKER, H. C. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003. v. 1, p. 317-324.

COLWELL, R. K. **Estimates**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. 2005. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 1 dez. 2007.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Listas das aves do Brasil**. Versão 16.8/2007. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 20 jan. 2007.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs**, Lawrence, v. 36, p. 49-84, 1985.

DÁRIO, F. R.; ALMEIDA, A. F. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 58, p. 99-109, 2000.

D'ANGELO NETO, S.; VENTURIN, N.; OLIVEIRA-FILHO, T. A.; COSTA, F. A. F. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 58, n. 3, p. 463-472, 1998.

DEVELEY, P. F. **Efeitos da fragmentação e o estado de conservação da floresta na diversidade de aves da mata atlântica**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

FAHRIG, L.; MERRIAN, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 8, n. 1, p. 50-59, Mar. 1994.

FOWLER, J.; COHEN, L. **Statistics for ornithologists**. 2. ed. [S.l.: s.n.], 1996. 150 p.

GROOM, J. D.; GRUBB, T. C. Patch colonization dynamics in Carolina Chickadees (*Poecile carolinensis*) in a fragmented landscape: a manipulative study. **AUK: a journal of ornithology**, Lawrence, v. 123, n. 4, p. 1149-1160, 2006.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, p. 41-49, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Portaria n. 1.522**, de 19 de dezembro de 1.989. Brasília, DF, 1989. Dispõe sobre a lista oficial de espécies de fauna brasileira ameaçada de extinção.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS . **Portaria n. 45-N**, de 27 de abril de 1992. Brasília, DF, 1992. Dispõe sobre a lista oficial de espécies de fauna brasileira ameaçada de extinção.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R.; MEAVE, J. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: University Island, 1996. p. 37-58.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. [S.l.]: Harper Collins, 1989. 654 p.

LAPS, R. R.; CORDEIRO, P. H. C.; KAJIWARA, D.; RIBON, R.; RODRIGUES, A. A. F.; UEJIMA, A. Aves. In: RAMBALDI, D. M.; D. A. S. O. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 53-181.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. 616 p.

LIMA, M. G. de; RAMOS NETO, M. B.; MACHADO, R. B.; MOREIRA, R. A.; CAVALCANTI, R. B. Landscape analysis and bird's eye view of habitat structure in the neighbouring areas of Emas National Park, Brazil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, CE: UFCE, 2003.

- LOMOLINO, M. V. Ecology's most general, yet protean ¹ pattern: the species-area relationship. **Journal of Biogeography**, Sydney, v. 27, n. 1, p. 17-26, Jan. 2000.
- LYNCH, J. F.; WHIGHAM, D. F. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. **Biological Conservation**, Oxford, v. 28, n. 2, p. 287-324, 1984.
- MacARTHUR, R. H. **Geographical ecology**: patterns in the distribution of species. New York: Harper & Row, 1972. 269 p.
- MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Cambridge: University of Cambridge, 1988. 179 p.
- MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed species bird flocks in southeastern Brazil. **The Condor**, Santa Clara, v. 102, p. 585-594, 2000.
- MARINI, M. A. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 11, n. 1, p. 13-25. 2001.
- MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 10, p. 737-751, 2001.
- MERRIAM, G. Are corridors necessary for the movement of biota? In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2**: the role of corridors. Surrey Beattie and Sons: NSW, 1991. 442 p.
- METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 37, n. 1, p. 29-35, June 1997.
- MOILANEN, A.; HANSKI, I. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. **Ecology**, Durham, v. 79, n. 7, p. 2503-2515, 1998.
- NOSS, R. F.; CSUTI, B.; GROOM, M. J. **Habitat fragmentation**: principles of conservation biology. Sunderland: Sinauer Association, 2006. 699 p.
- OMETTO, J. C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 440 p.

PALMER, M. W. The estimation of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 285-307, 1990.

PENTEADO, M. **Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo, Brasil**. 2006. 132 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

RIBON, R. **Fatores que Influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos de mata atlântica nas montanhas de Minas Gerais**. 1998. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

RIBON, R. **Aves em fragmentos de mata atlântica do sudeste de Minas Gerais: incidência, abundância e associação topográfica**. 2003. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **The birds of South America**. Austin: University of Texas, 1989. v. 1, 516 p.

RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **The birds of South America**. Austin: University of Texas, 1994. v. 2. 932 p.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 149-163, 1991.

SICK, H. **Migrações de aves na América do Sul Continental**. Brasília: CEMAVE/Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 1985. 86 p. (Publicação Técnica, 2).

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001. 912 p.

SIGRIST, T. **Aves do Brasil: uma visão artística**. São Paulo: Fوسفértil, 2005. 672 p.

SILVA, J. M. C. da. Biogeographic analysis of the South American Cerrado avifauna. **Steenstrupia**, Copenhagen, v. 21, p. 49-67, 1995a.

SILVA, J. M. C. da. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia**, Copenhagen, v. 21, n. 1, p. 69-92, 1995b.

SIMON, J. E. **Efeitos da fragmentação da mata atlântica sobre comunidade de aves na região serrana de Santa Tereza, estado do Espírito Santo, Brasil.** 2006. 142 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SOARES, E. S.; ANJOS, L. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladores de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 10, n. 1, p. 61-68, 1999.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, Durham, v. 76, n. 8, p. 2429-2445, 1995a.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. Effects of fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, Oxford, v. 9, n. 4, p. 1085-1094, 1995b.

TUBELIS, D. P. **Estrutura de comunidades de aves em habitats preservados e alterados de cerrado, na região do Distrito Federal.** 1997. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília.

UEZU, A. **Efeito do tamanho do fragmento e do tipo de matriz na abundância de seis espécies de aves florestais em Caucaia do Alto, SP.** 2002. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema.** 2006. 193 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity and Conservation**, Oxford, 2008. Springer Science+Business Media B.V. 10.1007/s10531-008-9329-0

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects on structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Oxford, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

VIELLIARD, J.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. In: ENCONTRO

NACIONAL DE ANILHADORES DE AVES, 4., 1989, Recife. **Anais...** Recife: UFRPe, 1989. p. 117-151.

WICKAM, J. D.; RIITERS, K. H.; WADE, T. G.; COULTON, J. W. Temporal change in forest fragmentation at multiple scales. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 481-489, 2007.

WIENS, J. A.; SCHOOLEY, R. L.; WEEKS JUNIOR, R. D. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? **Oikos**, Copenhagen, v. 78, p. 257-264, 1997.

WILSON, N. F. Avian community organization and habitat structure. **Ecology**, Durham, v. 55, p. 17-29, 1974.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlot in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

ZAR, J. R. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall: 1999. 663 p.

6 ANEXOS

TABELA 5 Espécies de aves registradas na região de Lavras entre as coordenadas 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W.

Endemismo e/ou estado de conservação: EC = endêmica da região do Cerrado; M.A.= endêmica da Mata Atlântica; EA = ameaçada de extinção (Brasil); VU = vulnerável (ameaçada globalmente); IN = espécie introduzida, conforme Cracraft (1985), IBAMA (1989, 1992), Silva (1995a,b), Ridgely & Tudor (1989, 1994), BirdLife International (2000) e CBRO (2007).

Tipo de registro: O = observação; F = fotografia; V = registro de vocalização; G = gravação de vocalização;

Locais: F – fragmento; C – corredor; AA – matriz (campo limpo, campo sujo, pastagem, cultivo agrícola)

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
TINAMIDAE					
<i>Crypturellus parvirostris</i>	F2, F5, C3, C4		V	14,814	4,08
ANATIDAE					
<i>Dendrocygna viduata</i>	F2, F8, C1, AA		O	18,518	5,1
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	AA		O	5,555	1,53
CRACIDAE					
<i>Penelope superciliaris</i>	F1, F3		V	3,703	1,02
ARDEIDAE					
<i>Bubulcus ibis</i>	F2, C2, C5, AA		O,V,F	81,481	22,4
<i>Syrigma sibilatrix</i>	F2, C1, C3, AA		O,V,F	12,962	3,57
<i>Egretta thula</i>	AA		O,V,F	7,407	2,04
CICONIDAE					
<i>Mycteria americana</i>	F5		O	3,703	1,02
CATHARTIDAE					
<i>Cathartes aura</i>	F2, AA		O	3,703	1,02
<i>Coragyps atratus</i>	F2, F3, AA		O	20,370	5,61
ACCIPITRIDAE					
<i>Elanus leucurus</i>	F3, AA		O	37,037	10,2
<i>Buteogallus meridionalis</i>	F1, F2, AA		O	38,889	10,7
<i>Rupornis magnirostris</i>	F1, F3, F5, AA		O	53,703	14,8
<i>Buteo albicaudatus</i>	F5, AA		O	37,037	10,2

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
FALCONIDAE					
<i>Caracara plancus</i>	F1 a F8, AA		O,F	77,778	21,4
<i>Milvago chimachima</i>	F2, F5, F8, C3, AA		O,F	14,814	4,08
<i>Falco sparverius</i>	AA		O	1,852	0,51
<i>Falco femoralis</i>	AA		O,F	1,852	0,51
RALLIDAE					
<i>Aramides cajanea</i>	F1, C2, C4		V	5,555	1,53
CARIAMIDAE					
<i>Cariama cristata</i>	F2, F4,, C1 a C3, AA		O,G,V,F	11,111	3,06
CHARADRIIDAE					
<i>Vanellus chilensis</i>	AA		V	12,963	3,57
COLUMBIDAE					
<i>Columbina talpacoti</i>	F1 a F3, C2,C3,C5,AA		O,F	94,444	26,0
<i>Columbina squammata</i>	F2, C1, C3, C5, AA		O,V	9,259	2,55
<i>Patagioenas picazuro</i>	F3, AA		O,V	3,704	1,02
<i>Zenaida auriculata</i>	F1, F3, AA		O,V	11,111	3,06
<i>Leptotila verreauxi</i>	F3, AA		O,V	7,407	2,04
<i>Leptotila rufaxilla</i>	F1 a F3, AA		O,V	7,407	2,04
PSITTACIDAE					
<i>Diopsittaca nobilis</i>	F1, F8, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Aratinga leucophthalma</i>	F3, AA	VU	O,V,F	7,407	2,04
<i>Aratinga auricapillus</i>	AA		O,V	7,407	2,04
<i>Aratinga aurea</i>	F2 a F5, F8, AA	VU	O,V,F	29,629	8,16
<i>Forpus xanthopterygius</i>	F3, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Brotogeris chiriri</i>	F3, AA		O,V	11,111	3,06
<i>Pionus maximiliani</i>	F3, C1, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Amazona brasiliensis</i>	F6, AA	EA	O,V	3,704	1,02
<i>Amazona aestiva</i>	F2, F6, AA		O,V	5,555	1,53

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
CUCULIDAE					
<i>Crotophaga ani</i>	F2 a F8, C1 a C5, AA		O,V,F	311,111	85,7
<i>Crotophaga major</i>	F4,F6			3,703	1,02
<i>Guira guira</i>	F2, C1 a C5, AA		O,V,F	33,333	9,18
<i>Piaya cayana</i>	F2, F4, F6		O,V,F	5,555	1,53
<i>Tapera naevia</i>	AA			1,852	0,51
TITONIDAE					
<i>Tyto alba</i>	AA		O	1,852	1,02
STRIGIDAE					
<i>Speotyto cunicularia</i>	AA		V	1,852	0,51
<i>Otus choliba</i>	C4,C5,AA			5,555	1,53
NYCTIBIDAE					
<i>Nyctibius griseus</i>	AA		V	3,703	1,02
CAPRIMULGIDAE					
<i>Nyctidromus albicollis</i>	AA		V	3,703	1,02
<i>Caprimulgus rufus</i>	AA		O,V	3,703	1,02
<i>Caprimulgus parvulus</i>	AA		V	3,703	1,02
GALBULIDAE					
<i>Galbula ruficauda</i>	F3,F6,C1,C2,C5		O,V,F	11,111	3,06
BUCCONIDAE					
<i>Nystalus chacuru</i>	AA		O,V	1,852	0,51
RAMPHASTIDAE					
<i>Ramphastos toco</i>	F3, F4, AA		O,V	12,963	3,57
DENDROCOLAPTIDAE					
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	F4,F6,C3		O	3,704	1,02
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	F4,F6,C3,AA		O	5,555	1,53

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
TROCHILIDAE					
<i>Phaethornis pretrei</i>	F1, F2, C3, C4,C5,AA		O,V	11,111	3,06
<i>Eupetomena macroura</i>	F1 a F8,C1 a C5, AA		O,V,F	51,852	14,3
<i>Colibri serrirostris</i>	F1, F2, C1, C3, C4, AA		O,V,F	61,111	16,8
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	F4,F5,F6,C2 a C4,AA		O	12,962	3,57
<i>Leucochloris albicollis</i>	AA		O	1,852	0,51
<i>Amazilia fimbriata</i>	F1 a F8; C1 a C5; AA		O,V,F	25,325	7,14
<i>Amazilia versicolor</i>	F4,F6,C1 a C5, AA		O,V	14,814	4,08
<i>Amazilia lactea</i>	F4, C1 a C5, AA		O,V	12,963	3,57
<i>Augastes scutatus</i>	AA	EN	V	1,852	0,51
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	F1 a F8; C1 a C5; AA		O,V	64,814	17,9
<i>Thalurania furcata</i>	F1 a F8; C1 a C5; AA		O	27,778	7,65
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	F5,AA		O	3,704	1,02
PICIDAE					
<i>Picumnus cirratus</i>	F4, F6, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Melanerpes candidus</i>	F5, AA		O,V	3,704	1,02
<i>Veniliornis passerinus</i>	F1,F6,F8,AA		O,V	14,815	4,08
<i>Colaptes campestris</i>	F1,F3,F4,F6,C1 a C5; AA		O,V,F	27,778	7,65
<i>Colaptes melanochloros</i>	F1,F2,F4 a F8;C1 a C5; AA		O	35,185	9,69
FORMICARIDAE					
<i>Conophaga lineata</i>	F2,F5		O	3,704	1,02
COTINGIDAE					
<i>Pachyramphus castaneus</i>	F7		V	1,852	0,51
VIREONIDAE					
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F7,AA		O,V	9,260	2,55
<i>Vireo olivaceus</i>	F4,F7,C2,C5,AA,		O,V	11,111	3,06

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
THAMNOPHILIDAE					
<i>Batara cinerea</i>	F2,F4,F6		O	7,407	2,04
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	F3, F5,F7		O,V	5,555	1,53
<i>Thamnophilus punctatus</i>	F3, F5,F7		O,V	5,555	1,53
<i>Thamnophilus doliatus</i>	F2,F5,F7		O,V	5,555	1,53
<i>Thamnophilus torquatus</i>	F2,F5,F7		O,V	5,555	1,53
<i>Mackenziana leachii</i>	F2,F4,F5,F6		O,V	9,259	2,55
<i>Pyriglena leucoptera</i>	C1		O,V	1,852	0,51
<i>Drymophila ferruginea</i>	F2,F5,F7		O,V	5,555	1,53
FURNARIIDAE					
<i>Furnarius rufus</i>	F3, C1 a C5, AA		O,V	3,260	2,55
<i>Synallaxis frontalis</i>	F3, C3, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Synallaxis spixi</i>	F3, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	F5		O	1,852	0,51
<i>Synallaxis albescens</i>	AA		O	1,852	0,51
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	C3, C5, AA		O,V	7,407	2,04
<i>Cranioleuca pallida</i>	F7		O,V	1,852	0,51
<i>Phylidor rufus</i>	F4		O	1,852	0,51
<i>Automolus leucopthalmus</i>	F6		O	1,852	0,51
<i>Xenops rutilans</i>	F6		O	1,852	0,51
<i>Sclerulus scansor</i>	F4,C5,AA		O	5,556	1,53
PIPRIDAE					
<i>Chiroxiphia caudata</i>	C1		O,V	1,852	0,51
<i>Manacus manacus</i>	F8		O	1,852	0,51
<i>Schiffornis virescens</i>	F8		O	1,852	0,51
CORVIDAE					
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	F1,F4,F7,C2,C3, C5, AA	EC	O,V,F	31,481	8,67

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
TYRANNIDAE					
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	F3, AA		O,V	3,704	1,02
<i>Elaenia flavogaster</i>	AA		O,V	3,704	1,02
<i>Elaenia chiriquensis</i>	F7,AA		V	3,704	1,02
<i>Camptostoma obsoletum</i>	F2, C3, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Suiriri suiriri</i>	F5, AA		O,V	7,407	2,04
<i>Hirundinea ferruginea</i>	AA		O,V	1,852	0,51
<i>Xolmis cinereus</i>	F3, C1, C3, AA		O,V,F	38,148	27,0
<i>Xolmis velatus</i>	F3, C1, C3, C5, AA		O,V,F	68,518	18,9
<i>Fluvicola nengeta</i>	AA		O,V	3,260	2,55
<i>Colonia colonus</i>	F4, C2, AA		O,V	7,407	2,04
<i>Myiozetetes similis</i>	C3, C5, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	AA		O,V	1,852	0,51
<i>Pitangus sulphuratus</i>	F3, AA		O,V,F	38,889	10,7
<i>Myiodinastes maculatus</i>	F3,F7		O,V	3,704	1,02
<i>Megarynchus pitangua</i>	C4, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Machetornis rixosus</i>	AA		O,V	7,407	2,04
<i>Myiarchus ferox</i>	F2,F4,F6,F7,F8, C1 a C5		O,V,F	29,630	8,16
<i>Myiarchus tirannulus</i>	AA		O	1,852	0,51
<i>Tyrannus melancholicus</i>	F2, C2, C3, AA		O,V	7,407	2,04
<i>Tyrannus savana</i>	AA		O,V	7,407	2,04
<i>Satrapa icterophrys</i>	C1,AA		O,V	3,704	1,02
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	F5		O,V	1,852	0,51
<i>Todirostrum cinereum</i>	F4		O,V	1,852	0,51
<i>Serpophaga subcristata</i>	AA		O,V	1,852	0,51
HIRUNDINIDAE					
<i>Alopochelidon fucata</i>	C5, AA		O,V	33,333	9,18
<i>Tachyneta leucorrhoa</i>	AA		O,V	16,667	4,59
<i>Phaeoprogne tapera</i>	AA		O,V	46,296	12,8

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
HIRUNDINIDAE					
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	C1,C5, AA		O,V	77,778	21,4
<i>Progne chalybea</i>	C5, AA		O,V	33,333	3,18
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	F3, AA		O,V	29,630	8,16
TROGLODITIDAE					
<i>Troglodytes aedon</i>	F5,AA		O	11,111	3,06
TURDIDAE					
<i>Turdus rufigiventris</i>	F1, F3		O,V	9,260	2,55
<i>Turdus leucomelas</i>	F1, F2, F3		O,V	27,778	7,65
<i>Turdus amaurochalinus</i>	F1, F3		O,V	7,407	2,04
MIMIDAE					
<i>Mimus saturninus</i>	F1 a F8,C3 a C5, AA		O,V	64,815	17,9
COEREBIDAE					
<i>Coereba flaveola</i>	F2,F4,F6,C2,C4,C5,AA		O,V	18,518	5,1
THRAUPIDAE					
<i>Conirostrum speciosum</i>	F4,F6, C1 a C5, AA		O	14,814	4,08
<i>Thraupis sayaca</i>	F1, F3, C1,AA		O,V	40,740	11,2
<i>Tangara cayana</i>	F3, F7,F8,AA		O,V,F	27,778	7,65
<i>Tangara cyanoventris</i>	F5		O	5,555	1,53
<i>Euphonia violacea</i>	C4,AA		O	5,555	1,53
<i>Euphonia pectoralis</i>	F4,F6		O	3,704	1,02
<i>Dacnis cayana</i>	F2, AA	EA	O,V	5,555	1,53
<i>Thlypopsis sordida</i>	F2,F6,AA		O	5,555	1,53
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	F2,F7,C2		O	12,963	3,57
<i>Dacnis nigripes</i>	F2,F6,AA		O	3,703	1,02
<i>Pipraeida melanonota</i>	C1,C2		O	9,260	2,55
<i>Piranga flava</i>	F5		O	1,852	0,51
<i>Tachyphonus coronatus</i>	F5		O	5,555	1,53
TERSINIDAE					
<i>Tersina viridis</i>	C1,AA		O,V	12,963	3,57

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
EMBEREZIDAE					
<i>Zonotrichia capensis</i>	F1 a F5, C1 a C5, AA		O,V,F	222,222	61,2
<i>Ammodramus humeralis</i>	F2, F3, F4, F5,F6,F7,AA		O,V,F	109,260	30,1
<i>Sicalis citrina</i>	F3, C1 a C5,AA		O,V	59,259	16,3
<i>Sicalis flaveola</i>	F1 a F8, C1 a C5,AA		O,V,F	87,037	24,0
<i>Emberizoides herbicola</i>	F8, AA		O,V	25,926	7,14
<i>Coryphospiza melanotis</i>	AA		V	14,815	4,08
<i>Volatinia jacarina</i>	F1 a F8, C1 a C5,AA		O,V,F	383,333	106,0
<i>Sporophila nigricollis</i>	F2,F7,F8, C3, C4, C5, AA		O,V	75,926	20,9
<i>Sporophila caerulescens</i>	F4,AA		O	5,555	1,53
<i>Sporophila frontalis</i>	F4,F6,AA		O	7,407	2,04
<i>Sporophila leucoptera</i>	F4,F5		O	3,704	1,02
<i>Sporophila plumbea</i>	F6,F7		O	3,704	1,02
<i>Sporophila lineola</i>	C1,C2,C3,C4,C5,AA		O	7,407	2,04
<i>Coryphospingus pileatus</i>	F1, F2, F3, C3, AA		O,V	150,0	41,3
CARDINALIDAE					
<i>Saltator maximus</i>	C3, AA		O,V	5,555	1,53
<i>Saltator similis</i>	F5, C2, AA		O,V	75,926	20,9
<i>Saltator atricollis</i>	C4, AA	EC	O,V	1,852	0,51
<i>Passerina brissoni</i>	AA				2,04
<i>Porphospiza caerulescens</i>	AA	EC	O,V	3,704	1,02
PARULIDAE					
<i>Parula pitiayumi</i>	AA		O,V	12,963	3,57
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	F3, F8, C3, AA		O,V	20,370	5,61
<i>Basileuterus flaveolus</i>	F4, C2, C3, AA		O,V,F	98,148	27,0
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	F2, F3, F4, F8	MA	O,V	112,963	31,1
FRINGILIDAE					
<i>Carduelis magellanica</i>	C5, AA	EA	O,V	12,963	3,57
<i>Euphonia chlorotica</i>	F3, AA		O,V	3,704	1,02

Continua...

TABELA 5, Cont.

Família/espécie	Local	Endemismo estado de conservação	Tipo de registro	Frequência observada (FO)	Índice de densidade (ID)
ICTERIDAE					
<i>Gnorimopsar chopi</i>	F3, C1 a C5, AA		O, V	281,481	77,6
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	F7, C1 a C5, AA		O, V, F	100	27,6
<i>Psarocolius decumanus</i>	F1, F2, F3, F5, F7, C1, AA		O, V	51,85	14,3
<i>Molothrus bonariensis</i>	F1, F3, AA		O, V	42,296	12,08
<i>Icterus cayanensis</i>	F1 a F8, C1, C5, AA		O	81,481	22,4
PASSERIDAE					
<i>Passer domesticus</i>	C1 a C5, AA	IN	O, V	42,593	11,7

CAPÍTULO 3

ESTRUTURA DAS GILDAS ALIMENTARES DA COMUNIDADE DE AVES NO SISTEMA FRAGMENTO- CORREDOR-MATRIZ NO MUNICÍPIO DE LAVRAS – MINAS GERAIS

RESUMO

CORRÊA, Bruno Senna. Estrutura das guildas alimentares da comunidade de aves em um sistema fragmento-corredor-matriz no município de Lavras – Minas Gerais – Brasil. In: _____. **Avifauna em fragmentos florestais e corredores ecológicos no município de Lavras – Minas Gerais**. 2008. Cap. 3, p. 87-115. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Foi analisada a estrutura de guildas alimentares na comunidade de aves no sistema fragmento-corredor-matriz (21°14'45''S/44°59'51''W), em ambiente de Cerrado. Foram amostrados 8 fragmentos de floresta estacional de 1,0 a 12,1 ha, conectados por 5 corredores ecológicos. A matriz adjacente à área de estudo é composta por pastagens, cultivo agrícola de cana-de-açúcar, soja, café, milho e feijão, campo limpo e campo sujo. O método utilizado para o registro das guildas foi o de amostragem por pontos fixos. A hipótese a ser testada é se a distribuição da frequência, diversidade e composição das guildas alimentares é similar entre os fragmentos, corredores ecológicos e matriz. Foram registradas 179 espécies de aves, pertencentes a 45 famílias. As principais guildas registradas foram insetívoros, onívoros, granívoros. Os ambientes amostrados são estatisticamente dissimilares para a distribuição e composição das guildas. A composição das guildas é alterada pelos diferentes componentes da paisagem. Houve predomínio das guildas de insetívoros (68 espécies) e de onívoros (53 espécies), de maneira geral. Contudo, a média de espécies da guilda de onívoros e granívoros foi maior na matriz e nos corredores que nos fragmentos.

TERMOS PARA INDEXAÇÃO: aves, fragmentos florestais, guildas alimentares.

ABSTRACT

CORRÊA, Bruno Senna. Guild structure of a bird community in a matrix – corridor – fragment system on Lavras – Minas Gerais – Brazil. **Bird assemblage in forest fragments and ecological corridors on Lavras municipality, Brazil**. 2008. Chap. 3, p. 87-115 Thesys (Doctor Degree in Forestry Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

In order to test the hypothesis that the avian guild community structure is affected by different elements of an agricultural landscape, we analyzed the bird community structure guild in a matrix-corridor-forest fragment system near Lavras city, Minas Gerais state, Brazil (21°14'45" S/44°59'51" W). Bird assemblage has been surveyed in 8 semi deciduous forest fragments ranking from 1.0 to 12.1 ha, 5 hedgerow corridors, and the adjacent agricultural matrix using fixed point counts. The adjacent matrix was composed by a mosaic of different agricultural and opened native habitats. We recorded 179 bird species, from 44 families. The main recorded guilds were insectivores, omnivores and granivores, in understorey forest. The ecological corridors worked efficiently to generalist bird's movement, which could mask the species richness decrease in the studied area.

INDEXED EXPRESSIONS: birds, forest patches, feed guilds.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação é um processo histórico no bioma Cerrado, que tem sido agravado no século 20 com a expansão agrícola no centro-oeste brasileiro. Entre as conseqüências da redução do habitat provocadas pela fragmentação observa-se a redução da diversidade de fauna e flora. Apesar de existirem fragmentos de floresta natural no Cerrado, não se sabe se as influências dos processos ecológicos são similares às observadas em ambientes florestais da Floresta Atlântica e da Floresta Amazônica. O impacto do processo de fragmentação nos ecossistemas tropicais tem levado à alterações em diversos parâmetros que desencadeiam o desaparecimento de guildas de insetívoros (Canaday, 1996; Ford et al., 2001). Observa-se que o declínio de guildas de insetívoros, em fragmentos florestais pequenos, está mais fortemente relacionado à habilidade de dispersão através de matrizes antropizadas do que com a baixa disponibilidade de recursos alimentares (Sekercioglu et al., 2002). As pesquisas relacionadas com fragmentação envolvem a teoria da biogeografia de ilhas e a dinâmica de metapopulações (Korman, 2003). De acordo com a teoria de biogeografia de ilhas, proposta por McArthur & Wilson (1967), a diversidade de espécies está associada ao tamanho do fragmento e à distância das fontes de colonização, representando um balanço entre a extinção e a imigração. Devido à maior capacidade de suporte, populações nos grandes fragmentos tendem a ser maiores e menos vulneráveis à extinção e quanto maior o isolamento e menor o fragmento, menor a taxa de imigração. A teoria da biogeografia de ilhas define que uma diminuição na superfície da ilha ou fragmento está associada a uma diminuição exponencial do número de espécies e uma redução das relações interespecíficas. Em relação à segunda teoria, uma metapopulação é definida como um conjunto de populações conectadas por

indivíduos que se movem entre as elas (Hanski & Gilpin, 1991). A formação de metapopulações é favorecida pela fragmentação de habitats, cada população ocorrendo em um fragmento, embora metapopulações possam também ocorrer em habitats contínuos. A teoria de metapopulações suplantou a teoria de biogeografia de ilhas pelo seu poder em explicar a dinâmica das populações em áreas fragmentadas. Os mosaicos ou fragmentos de matas causam profundos impactos em espécies que requerem grandes áreas para sobreviver. Essas espécies são conhecidas como espécies de interior e tendem a desaparecer rapidamente em áreas deflorestadas ou impactadas. Enquanto isso, outras espécies adaptadas às condições de borda ou de ecótono passam a ser dominantes nessa situação. Espécies de interior podem se manter em fragmentos se houver um manejo adequado que garanta a imigração a partir de áreas maiores contíguas (Hanski & Gilpin, 1991).

Estudos relacionados a ambientes fragmentados sugerem que parâmetros como a área (Willis, 1979; Blake, 1983; Bierregaard & Stouffer, 1997), o formato (Saunders & Hobbs, 1991) e isolamento influenciam na distribuição da flora e deslocamento de fauna silvestre (Soulé & Gilpin, 1991). Outros aspectos ecológicos da estrutura da vegetação como estágio de sucessão, estratificação vertical e heterogeneidade, constituem parâmetros importantes na determinação da diversidade de guildas alimentares no ambiente (Aleixo, 1999; Marini, 2000).

Os efeitos naturais e os efeitos antrópicos podem afetar a estrutura e a composição das comunidades de aves (Aleixo, 1999). Estudos relacionados com a forma como as guildas de aves utilizam os diferentes elementos de paisagem vêm aumentando (Bélisle & Desrochers, 2002; Adriansen et al., 2003).

Piratelli & Pereira (2002) ressaltam a importância do estudo das guildas alimentares, que fornecem dados relevantes sobre a estrutura trófica das comunidades e alguns parâmetros abióticos. No caso de fragmentos pequenos, mesmo que conectados, a qualidade do habitat pode ser pobre e, associada a uma

área reduzida e perturbações antrópicas de áreas adjacentes (fogo, defensivos agrícolas, espécies vegetais invasoras), pode inviabilizar a ocorrência de populações ou excluir alguns grupos ecológicos (Jansen, 1986). Outro parâmetro relevante é a distância entre fragmentos, que pode dificultar a troca de material genético, fator fundamental na dinâmica das comunidades animais e vegetais.

Nos últimos anos, estão sendo realizados trabalhos avaliando a eficiência de corredores ecológicos como estratégias para a conservação da fauna silvestre, conforme pode ser observado em estudos na Floresta Amazônica (Laurance et al., 1997; Laurance & Bierregaard Junior, 1997) e em ambientes fragmentados por ação antrópica na Austrália (Saunders et al., 1991).

Neste capítulo, avaliamos a resposta das diferentes guildas alimentares de aves aos elementos de uma paisagem agrícola fragmentada. A hipótese a ser testada é que a distribuição da frequência, diversidade e composição das guildas alimentares mantém-se similar entre os fragmentos, corredores ecológicos e matriz.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O sistema corredor-fragmento estudado está localizado na cidade de Lavras, região do Alto Rio Grande, Sul de Minas Gerais e está compreendido entre as coordenadas 21°17'15.1"S e 21°19'25.2"S, 44°58'59.3"W e 44°59'53.1"W (Figura 1). A área de estudo encontra-se a, aproximadamente, 6 km do município de Lavras, na encosta da Serra do Carrapato. Ao todo, foram analisados oito fragmentos (F) interligados a um corredor de vegetação (C) composto por um eixo principal e quatro ramificações (Figura 1), em que sete dos fragmentos apresentam curso de água em seu interior. A área total dos fragmentos é de 51,1624 ha, variando de 1,0302 ha o menor e 12,40 ha o maior (Tabela 1). Os corredores abordados no presente estudo são definidos como estruturas lineares de vegetação, de várias origens, de largura reduzida (entre 3 e 6 m), podendo estar conectados a fragmentos de áreas variadas (Castro, 2004). O histórico de ocupação e relacionamento da população com o ambiente em que está inserida encontra-se refletido na paisagem atual, em que se percebem um número reduzido de remanescentes florestais, extensas áreas de monoculturas de gêneros alimentícios e de criação de gado. A estrutura agrária da região do Alto Rio Grande encontra-se extremamente fragmentada, o que propiciou, e ainda propicia, a formação de uma extensa malha de corredores de vegetação nativa. Basicamente existem duas origens distintas desses corredores: (i) as faixas estreitas de vegetação deixadas nos limites das propriedades após o corte raso das florestas e (ii) a colonização pela vegetação nativa dos valos, cercas e muros de pedra utilizados como divisórias entre glebas de terra. Os valos, provavelmente devido à maior umidade do solo, são naturalmente colonizados por espécies arbóreas das florestas estacionais e de galeria da região formando corredores de vegetação florestal. Esses valos divisores de glebas de terra são

extremamente comuns em toda a região estudada. A vegetação dos valos, na região Sul de Minas, é conhecida popularmente como restinga. Segundo as comunidades tradicionais, os valos foram construídos por escravos no período da colonização e possuíam, aproximadamente, dimensões de 1,5 m de largura com a profundidade de 1m. Essas estruturas eram construídas nas propriedades onde não havia a disponibilidade de pedras para a construção de muros, respeitando-se, assim, as características da região. Por outro lado, os valos podem favorecer o aparecimento de voçorocas nas propriedades, por serem um canalizador de água, podendo ainda dificultar a passagem de animais, de veículos, de máquinas agrícolas, de linhas de irrigação e construção de curvas de níveis (Castro, 2004).

Na área estudada (Figura 1), podem ser identificados:

- a) uma área matricial (M), composta por culturas anuais (milho, soja, feijão, entre outras), pastagens plantadas (*Brachiaria spp.*) para criação de gado, campos naturais e antropizados;
- b) corredores de vegetação arbórea ocorrendo em valos;
- c) porções de hábitat do tipo mosaico, compreendendo vegetação de cerrado sentido amplo, matas de galerias e manchas de florestas estacionais semidecíduais (Castro, 2004).

O clima da região pode ser definido, como do tipo Cwa de Köppen, com precipitação média anual de 1.529,7 mm e temperatura média anual de 19,4°C (Brasil, 1992; Ometto, 1981). A altitude mínima na área de estudo é de 920 m e a máxima de 1.180 m (Castro, 2004).

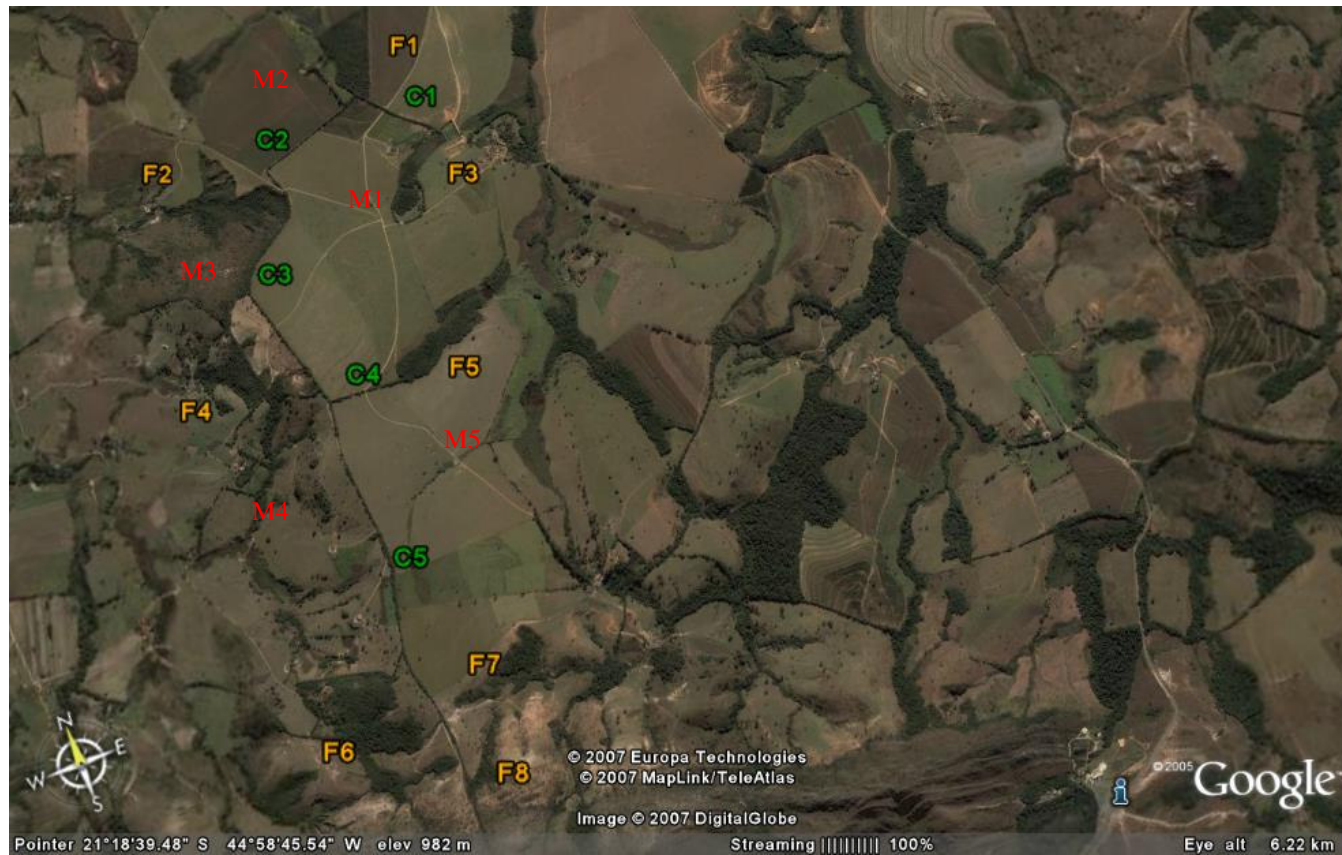


FIGURA 1 Mapa da área de estudo, município de Lavras/Minas Gerais, na base da Serra do Carrapato (Fonte: <http://earth.google.com>).

TABELA 1 Áreas estudadas dentro dos ambientes com os pontos amostrados.

Ambientes	Áreas (ha)	Pontos amostrados	Área amostral (m ²)	Altitude	Coordenadas
Fragmentos					
florestais					
F1	7,1997	8	2513 m ²	965 m	21°17'28''S/44°59'13''W
F2	11,8452	8	2513 m ²	971 m	21°17'43''S/44°59'40''W
F3	1,0302	8	2513 m ²	977 m	21°17'51''S/44°59'13''W
F4	7,3661	8	2513 m ²	973 m	21°18'08''S/44°59'48''W
F5	7,8013	8	2513 m ²	977 m	21°18'13''S/44°59'16''W
F6	12,4011	8	2513 m ²	996 m	21°19'01''S/44°59'47''W
F7	2,2593	8	2513 m ²	990 m	21°19'01''S/44°59'47''W
F8	1,2595	8	2513 m ²	1044 m	21°19'13''S/44°59'32''W
Corredores					
C1	0,2	8	628 m ²	960 m	21°17'39''S/44°59'10''W
C2	0,28	8	628 m ²	985 m	21°17'38''S/44°59'24''W
C3	0,44	8	628 m ²	996 m	21°17'58''S/44°59'41''W
C4	0,12	8	628 m ²	991 m	21°18'17''S/44°59'29''W
C5	0,72	8	628 m ²	1002 m	21°18'43''S/44°59'35''W
Matriz					
M1		8		985 m	21°17'46''S/44°59'23''W
M2		8		980 m	21°17'33''S/44°59'28''W
M3		8		997 m	21°17'50''S/44°59'43''W
M4		8		934 m	21°18'33''S/44°59'53''W
M5		8		1022 m	21°18'49''S/44°59'19''W
Total	51,16	64	20104 m²		
fragmentos					
Total	1,76	40	3140 m²		
corredores					
Total matriz	15,7	40	50265 m²		
Total	68,62	144	73509 m²		

2.2 Métodos

a) Amostragem

Foram realizados dois tipos de levantamentos, o qualitativo e o quantitativo, tendo sido utilizado o Método de Amostragem por Pontos (Blondel et al., 1970; Vielliard & Silva, 1989).

As observações foram realizadas três vezes por semana, entre fevereiro a dezembro de 2005, contando com um total de 132 dias (792 horas) de trabalho de campo. Foram utilizados binóculos Nixon Action 8x40 mm e Tasco 8x21 mm. O trabalho iniciava-se às 5:30 a.m., terminando por volta das 8:30 a.m.

horas. Duas vezes por semana eram realizadas visitas no horário crepuscular (16:00 – 19:00). Um mesmo ponto foi visitado somente uma vez por dia. O tempo de amostragem, em cada ponto, foi de 10 minutos e as espécies foram registradas considerando um raio máximo de 10 metros nos corredores, 10 metros nos fragmentos e 10 metros na matriz. Foi considerada uma distância de 30 metros entre cada ponto devido à presença de fragmentos florestais muito pequenos (1 ha). A documentação das espécies foi feita através de fotografias, com máquina fotográfica Fuji FinePix 5100S e gravações em fitas K7, utilizando-se gravador Panasonic RQ-L31.

A identificação das espécies e a nomenclatura utilizada efetuaram-se através de referências básicas sobre aves encontradas em Ridgely (1989, 1994).

2.3 Descrição e caracterização das guildas alimentares da comunidade

Um dos parâmetros utilizados para se estudar a comunidade de aves, em ambientes fragmentados, é a composição das guildas tróficas (Pimm, 1991). A análise em categorias tróficas foi empregada para compreender os padrões de composição da comunidade de aves, no sistema fragmento/corredor/matriz.

Para a caracterização das guildas, foram usadas informações referentes ao tipo de forrageamento. Dessa forma as guildas definidas foram: Carnívoros, Frugívoros, Granívoros, Insetívoros, Nectarívoros, Onívoros e Piscívoros de acordo com Pimm (1991).

Para analisar as diferenças na composição de guildas entre os ambientes, os dados foram submetidos a uma análise de NMDS (nonmetric multidimensional scaling). Nela, o programa calcula a similaridade entre amostras, agrupando em um plano cartesiano os pontos mais similares no que diz respeito à composição e abundância das guildas (Clarke, 1993). Esse método foi utilizado basicamente para representar as diferenças na composição de guildas nos ambientes de fragmento, corredor e matriz. Foram realizadas análises usando o índice de similaridade de Bray-Curtis.

Para verificar estatisticamente as diferenças entre os grupos formados pela NMDS foi utilizado o teste ANOSIM one-way. Trata-se de um teste não paramétrico que fornece um modo de testar a existência de diferença significativa entre dois ou mais grupos, baseado em medidas de similaridade (Bray-Curtis) (Clarke, 1993):

$$R = \frac{r_b - r_w}{N(N-1)/4}$$

r_b valor médio de todas as distâncias entre grupos

r_w valor médio de todas as distâncias dentro dos grupos

N: amostras

Foi utilizado o teste SIMPER (Análise de porcentagem de similaridade) para examinar a contribuição de cada grupo usando a medida de dissimilaridade de Bray-Curtis entre os ambientes e para determinar sua contribuição para a similaridade dentro dos ambientes (Clarke, 1993).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Guildas alimentares

A guilda de insetívoros foi a que apresentou maior riqueza específica (68 espécies) (38,0 %), nos ambientes de fragmentos. A riqueza específica de insetívoros foi similar à riqueza da guilda de onívoros, em ambientes de corredores (18 espécies cada) (10,0 %). Para o ambiente de matrizes, observou-se uma redução da riqueza específica de insetívoros (21 espécies) em relação à guilda de onívoros (23 espécies). A guilda de onívoros apresentou um comportamento contrário em relação à guilda de insetívoros. Observou-se uma riqueza específica crescente de onívoros em direção à matriz. No geral, observou-se uma riqueza específica inferior de granívoros (22 espécies), seguido por nectarívoros (12 espécies), carnívoros (11 espécies), frugívoros (10 espécies) e piscívoros (3 espécies) (Tabela 2).

TABELA 2 Número de espécies e de indivíduos, considerando guildas alimentares, nos ambientes de estudo.

LOCAL	Carnívoros	Frugívoros	Granívoros	Nectarívoros	Onívoros	Insetívoros	Piscívoros
	n° esp (n° indiv)	n° esp (n° indiv)	n° esp (n° indiv)	n° esp (n° indiv)	n° esp (n° indiv)	n° esp (n° indiv)	n° esp (n° indiv)
Fragmento 1	4 (25)	2 (2)	8(88)	6 (39)	12(52)	12(29)	0 (0)
Fragmento 2	2 (14)	3 (12)	7 (112)	6 (30)	20(92)	34(73)	0 (0)
Fragmento 3	3 (20)	6 (24)	11 (119)	6 (25)	18(115)	26(39)	0 (0)
Fragmento 4	2 (11)	1 (9)	8 (70)	8 (20)	18(93)	34(45)	0 (0)
Fragmento 5	3 (12)	1 (2)	6 (43)	7 (15)	16(81)	33(58)	0 (0)
Fragmento 6	1 (5)	2 (2)	8 (92)	7 (13)	16(60)	35(58)	0 (0)
Fragmento 7	2 (5)	0 (0)	7 (50)	5 (10)	15(59)	27(50)	0 (0)
Fragmento 8	1 (5)	3 (4)	6 (36)	5 (16)	8(38)	21(37)	0 (0)
Corredor 1	2 (7)	1 (9)	8 (147)	7 (48)	13(94)	14 (14)	0 (0)
Corredor 2	1 (2)	0 (0)	7 (112)	8 (50)	14(125)	14 (14)	0 (0)
Corredor 3	2 (6)	0 (0)	8 (79)	9 (44)	13(119)	18 (20)	0 (0)
Corredor 4	1 (2)	0 (0)	8 (100)	9 (47)	10(86)	8 (9)	0 (0)
Corredor 5	1 (4)	2 (16)	8 (94)	8 (28)	16(111)	16 (19)	0 (0)
Matriz 1	7(14)	8(12)	13(123)	9(35)	21(278)	20(30)	0 (0)
Matriz 2	7(50)	9(13)	12(40)	6(32)	23(210)	12(19)	0 (0)
Matriz 3	7(17)	7(12)	14(37)	8(21)	19(178)	21(35)	1(2)
Matriz 4	6(21)	8(36)	15(245)	4(8)	18(156)	11(21)	3(3)
Matriz 5	5(11)	7(7)	10(23)	3(9)	15(134)	4(10)	0 (0)

Continua...

TABELA 5, Cont.

Total -	4(97)	6(55)	11(610)	8(168)	20(590)	35(324)	0(0)
Fragmentos							
Total - Corredores	2(21)	2(25)	8(532)	9(217)	18(535)	18(251)	0(0)
Total - Matrizes	7(113)	9(80)	15(468)	9(105)	23(956)	21(115)	3(5)
Total de espécies	11	10	22	12	53	68	3

A distribuição da matriz foi dissimilar dos demais ambientes. Fragmentos e corredores apresentaram distribuições mais agrupadas (Figuras 6 e 7). Para o eixo 1 a guilda de onívoro contribuiu para o aparecimento do gradiente fragmento-corredor-matriz. O eixo 2 mostra diferenças entre a distribuição nos fragmentos, corredores e matriz. A principal guilda que contribuiu para essas diferenças foi também de onívoros.

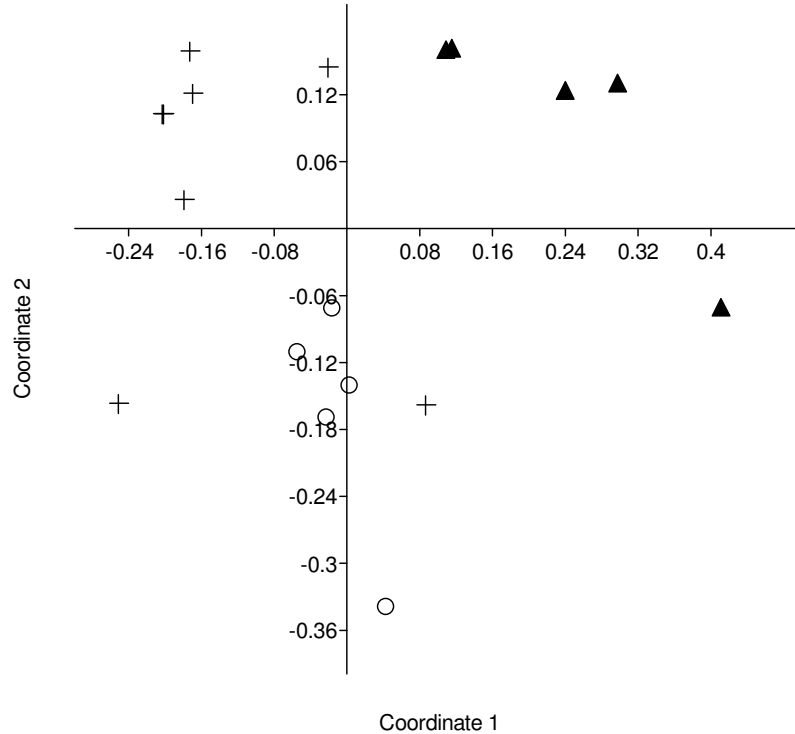


FIGURA 6 Teste de NMDS das guildas entre os ambientes (diversidade de espécies) (Símbolos: + = fragmento; o = corredor; ▲ = matriz).

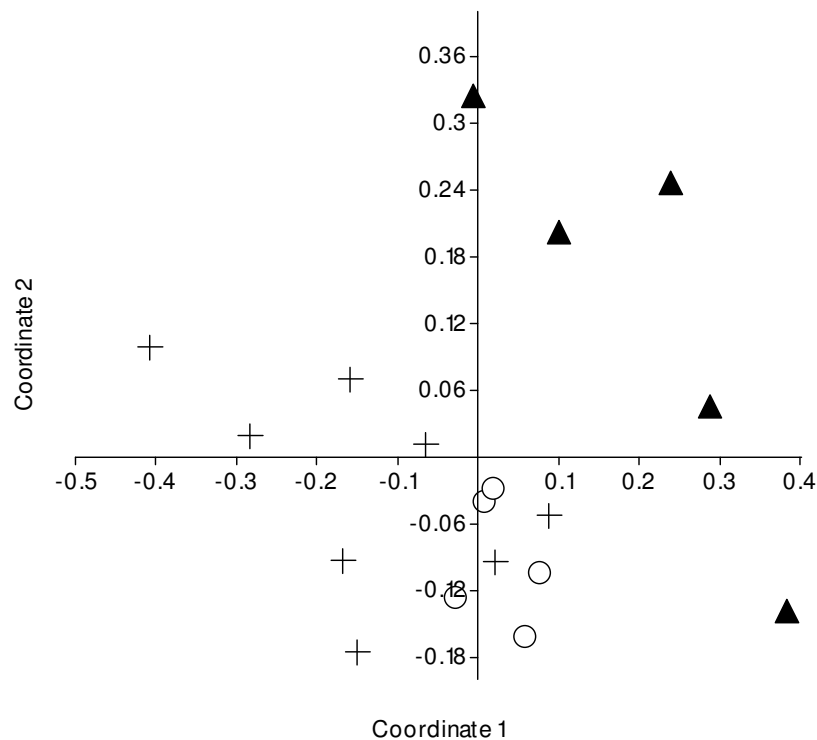


FIGURA 7 Teste de NMDS das guildas entre os ambientes (número de indivíduos) (Símbolos: + = fragmento; o = corredor; ▲ = matriz).

Os resultados da análise de similaridade (ANOSIM) detectaram diferenças significativas nas guildas entre os ambientes estudados tanto para espécies ($R = 0.67$; $p=0.0001$; dissimilaridade média=27.4), como para indivíduos ($R = 0.53$; $p<0.0001$; dissimilaridade média=34.2). Foram observadas diferenças significativas das guildas entre os componentes do sistema: Fragmento e Corredor; Fragmento e Matriz; Corredor e Matriz tanto para o

número de espécies, como quando o número de indivíduos foi utilizado como valor de importância da guilda (Tabela 3).

TABELA 3 Análise de similaridade (ANOSIM) e porcentagem de dissimilaridade (SIMPER) de guildas, nos ambientes.

Interações	Espécies			Indivíduos		
	R	P	Dissimilaridade media	R	P	Dissimilaridade media
Fragmento x Corredor	0.46	0.011	22.84	0.26	0.0448	26.02
Fragmento x Matriz	0.70	0.001	29.83	0.76	0.0008	42.13
Corredor x Matriz	0.91	0.007	29.81	0.66	0.0079	35.81

A análise de SIMPER, para espécies, mostrou que a guilda de insetívoros apresentou resultado mais expressivo 10.98 (40.44% acumulada) para separar os 3 ambientes avaliados (fragmentos, corredores e matrizes). A abundância média de espécies de insetívoros foi maior nos fragmentos (27.8) do que nos corredores (14) e matriz (13.6). Os onívoros, como segunda guilda mais abundante, contribuíram 4.136 (15.23% acumulada) para separar os 3 ambientes. A abundância média de onívoros foi um pouco maior na matriz (19.2), do que nos fragmentos (15.4) e corredores (13.2) (Tabela 4).

A análise de SIMPER, para indivíduos, apresentou resultados diferentes daqueles observados para espécies. A guilda de onívoros contribuiu 13.19 (39.3% acumulada) para separar os 3 ambientes (fragmentos, corredores e matrizes) avaliados. A abundância média de onívoros foi maior na matriz (191) do que nos corredores (107) e nos fragmentos (73.8). Os granívoros contribuíram 9.83 (29.33%) para distinção entre os ambientes citados, com maior abundância média no corredor (106), do que na matriz (93.6) e nos fragmentos (76.3) (Tabela 5).

TABELA 4 Resultado da análise de similaridade (SIMPER) entre e dentro dos ambientes avaliados, utilizando o número de espécies como indicador de importância da guilda.

Guildas	Contribuição	% Acumulada	Abundância média nos fragmentos	Abundância média nos corredores	Abundância média nas matrizes
Insetívoros	10.98	40.44	27.8	14	13.6
Onívoros	4.136	55.67	15.4	13.2	19.2
Frugívoros	3.918	70.09	2.25	0.6	7.8
Granívoros	3.012	81.18	7.63	7.8	12.8
Carnívoros	2.684	91.06	2.25	1.4	6.4
Nectarívoros	2.022	98.5	6.25	8.2	6
Piscívoros	0.4066	100	0	0	0.8

TABELA 5 Resultado da análise de similaridade (SIMPER) entre e dentro dos ambientes avaliados, utilizando o número de indivíduos como indicador de importância da guilda.

Guildas	Contribuição	% Acumulada	Abundância média nos fragmentos	Abundância média nos corredores	Abundância média nas matrizes
Onívoros	13.19	39.35	73.8	107	191
Granívoros	9.835	68.68	76.3	106	93.6
Nectarívoros	3.316	78.57	21	43.4	21
Insetívoros	3.295	88.4	40.5	50.2	23
Carnívoros	2.097	94.66	12.1	4.2	22.6
Frugívoros	1.697	99.72	6.88	5	16
Piscívoros	0.09433	100	0	0	1

3.2 Análise da estrutura de guildas por espécies

Entre os ambientes estudados, a matriz é claramente dissimilar de fragmentos e corredores no que diz respeito à estrutura, frequência e diversidade de guildas da comunidade de aves. As guildas com maior importância relativa na matriz foram insetívoros e onívoros corroborando com estudos de guildas de aves, em ambientes tropicais (Motta Júnior, 1990; Dario, 1999).

A maior proporção dos insetívoros registrados apresentaram preferência pela matriz. Entre os insetívoros observados nos fragmentos florestais, a maioria apresenta baixa sensibilidade a alterações (Wilis, 1979). Em florestas tropicais é comum a alta porcentagem de espécies de aves insetívoras (Dario, 1999; Sick, 2001; Pozza, 2002). Dentro da guilda de insetívoros a maioria são Passeriformes (72,4%), predominando as espécies da família Tyrannidae (21,7%) e Furnariidae (18,8%). O ambiente de matriz normalmente está associado a locais pouco atrativos para aves em paisagens fragmentadas (Estrada et al., 2000), exceto para insetívoros e onívoros.

Foi observada uma redução da importância relativa das guildas de insetívoros e onívoros, nos ambientes de corredores. Os corredores auxiliam para reduzir o efeito de isolamento para essas e outras guildas, além de possibilitar a conservação da diversidade em áreas agrícolas (Araújo-Gabriel, 2005). A utilização dos corredores através de poleiros, abrigos e recursos alimentares (Wenger & Merriam, 1979) permite uma distribuição um pouco mais eficiente de guildas de aves florestais (Estrada et al., 1997; Gimenes & Anjos, 2003; Haddad et al., 2003; Lynch & Saunders, 1991; Saunders & Rebeira, 1991; Caterall et al., 1991).

De maneira geral, os fragmentos florestais apresentaram baixa diversidade de insetívoros. Esse fato pode estar relacionado a variações na estrutura dos fragmentos (Blake & Loiselle, 1991). Segundo Ribon et al. (2003)

e Develey & Metzger (2005) guildas de aves especialistas de habitat são mais sensíveis a alterações nos elementos de paisagem (fragmentação) e essas alterações podem provocar extinções locais. Algumas guildas são mais afetadas pela área do fragmento, enquanto outras pela conectividade (Willis, 1979), entretanto esses parâmetros não foram testados nesse estudo. Tais aspectos são relevantes para esclarecer a utilização dos elementos de paisagem para cada guilda.

3.3. Análise da estrutura de guildas por indivíduos

Para o ambiente de matriz, a guilda de onívoros apresentou maior importância relativa, seguida pela guilda de granívoros. A guilda de onívoros foi mais abundante na matriz (15,23%). A guilda de onívoros, é formada principalmente por Passeriformes (75,4%), predominando espécies da família Thraupidae (24,5%). A maior densidade de onívoros em relação a granívoros sugere que as alterações da paisagem podem provocar mudanças estruturais no ambiente, o que reflete na abundância das guildas de aves, em um sistema. Corroborando com Willis (1976), o aumento em onívoros é esperado em fragmentos pequenos, pois a onivoria teria um efeito tampão contra flutuações no suprimento de alimentos, nesses pequenos fragmentos.

A estrutura de habitat é um fator relevante na composição da comunidade de guildas alimentares em ambientes tropicais (Terborgh, 1985). MacArthur & Whitmore (1979) observaram que a diversidade de guildas que um fragmento florestal pode suportar, depende de seu tamanho, da distância de uma fonte de recursos e da estrutura do habitat.

Para o ambiente de fragmentos (Figura 8), a guilda de granívoros apresentou maior importância relativa, seguida pela guilda de onívoros. Marini (2001) registrou maior diversidade de granívoros em pequenas manchas florestais de cerrado. Diferentemente, no ambiente de corredores (Figura 9), a

guilda de onívoros apresentou maior importância relativa, seguida pela guilda de granívoros. Em ambientes bastante antropizados, observa-se um número crescente de guildas de onívoros (Mota Júnior, 1990). Nos ambientes de matriz, (Figura 10) a guilda de granívoros apresentou maior importância relativa, seguida pela guilda de onívoros. Observou-se um padrão de distribuição das guildas em relação aos 3 ambientes amostrados. Esse padrão indica que as guildas mais adaptadas aos ambientes, conseguem se deslocar entre os elementos da paisagem e possivelmente se estabelecer (Uezu et al., 2005). Todos os ambientes amostrados parecem sofrer influência direta da matriz. Por se tratarem de ambientes reduzidos (1 ha a 12 ha), os fragmentos funcionam como ilhas com recursos limitados a alguns grupos menos sensíveis. Observa-se que alguns fatores como a perda do habitat original e a redução dos habitats remanescentes (Bennet, 2003) limitam a presença de certos grupos.

A distribuição das guildas nos ambientes de estudo parece estar ligada à composição da comunidade de aves e à estrutura física do mosaico vegetacional. Em termos de indivíduos, as guildas de onívoros e granívoros mostraram-se dominantes nos corredores e matrizes. A baixa densidade de frugívoros pode estar relacionada com a variação temporal na oferta de frutos e o grau de dependência de frutos e/ou insetos (Gomes & Silva, 2002). As guildas de insetívoros semidependentes foram observadas em vários fragmentos e corredores. A capacidade de dispersão desses grupos foi favorecida pela estrutura e disposição dos elementos de paisagem.

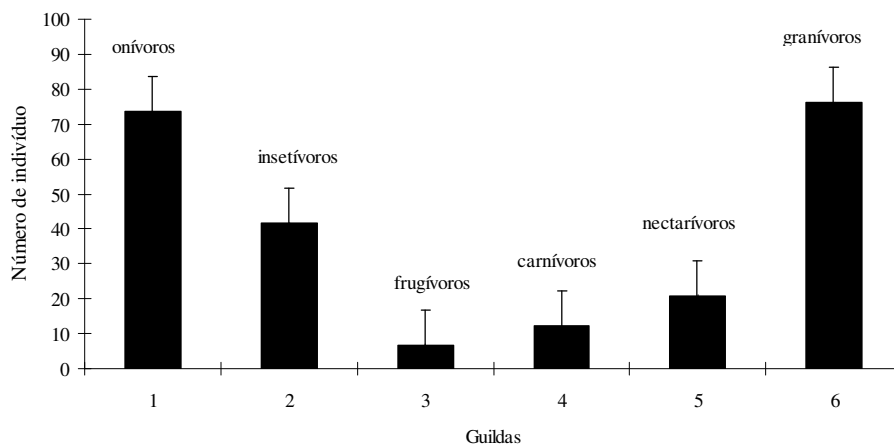


FIGURA 8 Abundância relativa das guildas de aves, nos ambientes de fragmentos florestais.

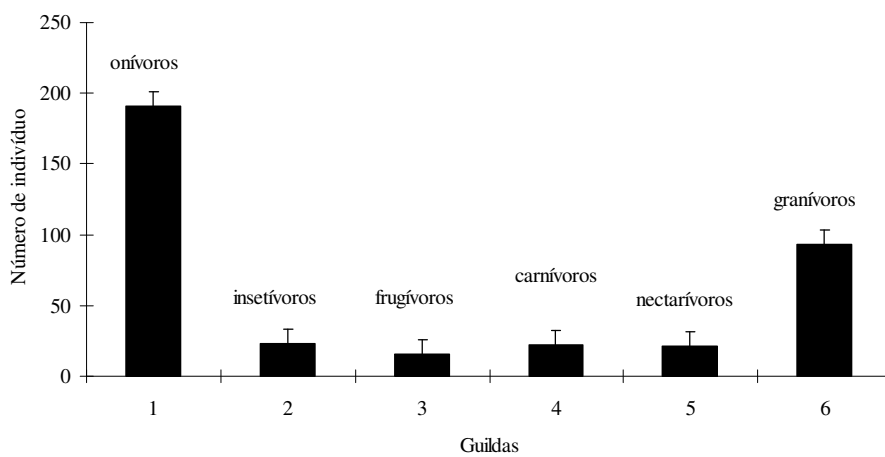


FIGURA 9 Abundância relativa das guildas de aves, nos ambientes de matriz.

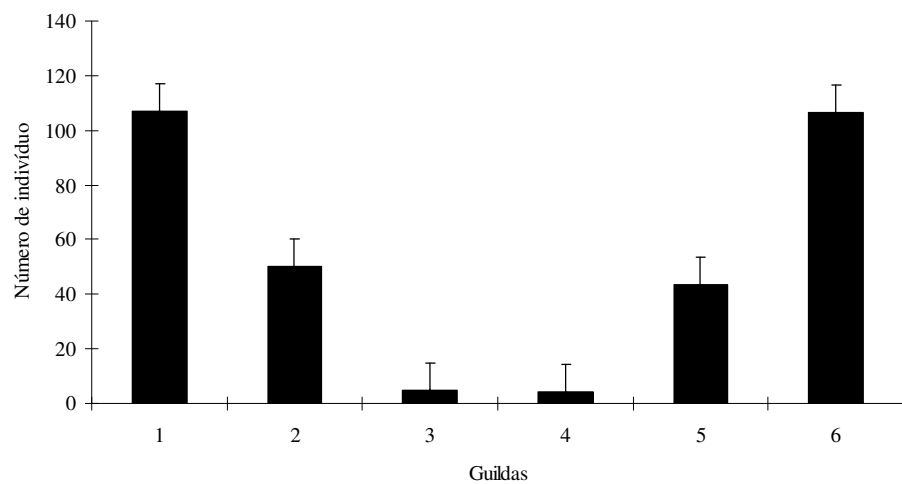


FIGURA 10 Abundância relativa das guildas de aves, nos ambientes de corredores.

4 CONCLUSÃO

Os fragmentos florestais aparentemente funcionam como uma grande borda. A baixa diversidade de espécies florestais com habitat específico mostra que só umas poucas espécies conseguem se adaptar, na paisagem fragmentada analisada. Houve uma clara distinção entre os resultados, quando o indicador de importância da guilda foi indivíduos ou número de espécies. Em relação aos indivíduos, as guildas de onívoros e granívoros mostraram maior importância em ambientes de matriz e corredores. As espécies onívoras e as espécies granívoras conseguem se estabelecer melhor na matriz. Em relação às espécies, observou-se que as guildas de insetívoros mostraram preferência por ambientes de fragmentos.

O tipo de matriz adjacente aos fragmentos pode limitar o estabelecimento de alguns grupos de aves ou favorecer o estabelecimento de outros grupos.

São necessárias futuras pesquisas sobre deslocamento de fauna visando a real eficiência dos corredores ecológicos, para manutenção das comunidades em paisagens fragmentadas.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIANSEN, F.; CHARDON, J. P.; BLUST, G. de; SWINNEN, E.; VILLALBA, S.; GULINCK, H.; MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, Aug. 2003.

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, Camarillo, v. 101, p. 537-548, 1999.

ARAÚJO GABRIEL, V. de. **Uso de cercas vivas por aves em uma paisagem fragmentada de mata atlântica semidecídua**. 2005. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro.

BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. **Landscape Ecology**, v. 17, n. 3, p. 219-231, 2002.

BENNET, A. Habitat fragmentation. In: ATTIWILL, P.; WILSON, B. (Ed.). **Ecology an Australian perspective**. Oxford: Oxford University, 2003. p. 440-456.

BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; STOUFFER, P. C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and consevation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 138-155.

BLAKE, J. G. Trophic structure of bird communities in forest patches in east: central Illinois. **Wilson Bulletin**, New York, v. 95, p. 416-430, Sept. 1983.

BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in 3 lowland habitats in Costa Rica. **AUK: a journal of ornithology**, Lawrence, v. 108, p. 114-130, 1991.

BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La méthode des indices ponctuels d'abundance (IPA) ou des relevés d'avifaune par “stations d'écoute”. **Alauda**, revue internationale d'ornithology, Dijon, França, v. 38, p. 55-71, 1970.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas climatológicas: 1961-1990**. Brasília, 1992. 132 p.

CANADAY, C. Loss of insetivorours birds along a gradient of human impact in Amazônia. **Biological Conservation**, Oxford, v. 77, n. 1, p. 63-77, July 1996.

CASTRO, G. C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG**. 2004. 83 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

CATTERALL, C. P.; GREEN, R. J.; JONES, D. N. Habitat use by birds across a forest-suburb interface in Brisbane: implications for corridors. In: SAUNDERS, D.

A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2**: the role of corridors. New South Wales: Surrey Beatty, 1991. p. 247-258, 442 p.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, Sydney, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

DARIO, F. R. **Influência de corredor florestal entre fragmentos da mata atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico**. 1999. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

DEVELEY, P. F.; METZGER, J. P. Birds in Atlantic forest landscapes: effects of forest cover and configuration. In: LAURANCE, W.; PERES, C. A. (Eds.). **Emerging threats to tropical forests**. Chicago: University of Chicago, 2005. In press.

ESTRADA, A.; CAMMARANO, P.; COATES-ESTRADA, R. Bird species richness in vegetation fences and in strips residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 9, p. 1399-1416, 2000.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT JUNIOR, D. A. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, p. 19-43, 1997.

FORD, H. A.; BARRET, G.; SAUNDERS, D.; RECHER, H. Why have birds in the woodlands of Southern Australia declined? **Biological Conservation**, Oxford, v. 97, n. 1, p. 71-88, Jan. 2001.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. dos. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GOMES, V. S. M.; SILVA, W. R. Spatial variation in understory frugivorous birds in an Atlantic Forest fragment of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 10, n. 2, p. 219-225, 2002.

HADDAD, N.; BOWNE, D. R.; CUNNINGHAM, A.; DANIELSON, B. J.; LEVEY, D. J.; SARGENT, S.; SPIRA, T. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, Durham, v. 84, n. 3, p. 609-615, 2003.

HANSKI, I.; GILPIN, M. E. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. In: _____. **Metapopulation dynamics**: empirical and theoretical investigations. London: Academic, 1991. p. 3-16.

JANSEN, D. H. The eternal external threat. In: SOULÉ, M. E. **Conservation biology**: the science of scarcity and diversity. Dordrecht: Sinauer Associates, 1986. p. 286-303.

KORMAN, V. **Proposta de integração das glebas do Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. **Tropical forest remnants**: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago, 1997. 616 p.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; GASCON, C. **Tropical forest fragmentation**: synthesis of a diverse and dynamic discipline. Chicago: University of Chicago, 1997.

LYNCH, J. F.; SAUNDERS, D. A. Responses of bird species to habitat fragmentation in wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature conservation 2**: the role of corridors. Chipping Norton: Surrey Beatty, 1991. 442 p.

MacARTHUR, R. H.; WHITMORE, R. C. Passerine community composition and diversity in man-altered environments. **Morgantown**, West Virginia, v. 7, p. 1-12, 1979.

McARTHUR, R. H.; WILSON, E. D. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967. 87 p.

MARINI, M. Â. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves de Minas Gerais. In: SANTOS-ALVES, M. A. dos; SILVA, J. M. C. da; SLUYS, M. van; BERGALLO, H. de G.; ROCHA, C. F. D. da (Eds.). **A ornitologia no Brasil**: pesquisa atual e perspectivas. Rio de Janeiro: UERJ, 2000. p. 41-54, 352 p.

MARINI, M. Â. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 11, p. 11-23, 2001.

MOTTA JÚNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 1, n. 6, p. 65-71, 1990.

OMETTO, J. C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 440 p.

PIMM, S. L. **The balance of nature?:** ecological issues in the conservation of species and communities. Chicago: University of Chicago, 1991.

PIRATELLI, A.; PEREIRA, M. R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 10, n. 2, p. 131-139, 2002.

POZZA, D. D. **Composição da avifauna da Estação Ecológica de São Carlos (Brotas-SP) e reserva ambiental da fazenda Santa Cecília (Patrocínio Paulista-SP), São Carlos-SP**. 2002. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. de. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Oxford, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, 2003.

RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **The birds of South America**. Austin: University of Texas, 1989. v. 1, 516 p.

RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **The birds of South America**. Austin: University of Texas, 1994. v. 2, 932 p.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty, 1991. 442 p.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991b.

SAUNDERS, D. A.; REBEIRA, C. P. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty, 1991. p. 221-240.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDI, R. F. Disappearance of insectivorous birds from tropical

forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Melville, v. 99, n. 1, p. 263-267, Jan. 2002.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001. 912 p.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. **Nature conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty and Sons, 1991. 442 p.

TERBORGH, J. Habitat selection in Amazonian birds. In: CODY, M. L. (Ed.). **Habitat selection in birds**. New York: Academic, 1985. p. 311-338.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects on structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Oxford, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

VIELLIARD, J.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. In: ENCONTRO NACIONAL DE ANILHADORES DE AVES, 4., 1989, Recife. **Anais...** Recife: UFRPe, 1989. v. 4, p. 117-151.

WEGNER, J. F.; MERRIAM, G. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 16, n. 1, p. 349-357, 1979.

WILLIS, E. O. Effects of a cold wave on an Amazonia avifauna in the upper Paraguay Drainage, western Mato Grosso, and suggestions on oscine-suboscine relationships. **Acta Amazonia**, Manaus, v. 6, n. 3, p. 379-394, 1976.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlot in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

CAPÍTULO 4

ESTUDO DO NÍVEL DE PREDACÃO DE OVOS EM NINHOS ARTIFICIAIS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS E CORREDORES ECOLÓGICOS EM LAVRAS – MG, SE DO BRASIL

RESUMO

CORRÊA, Bruno Senna. Estudo do nível de predação de ovos em ninhos artificiais em fragmentos florestais e corredores ecológicos em Lavras – MG, SE do Brasil. In: _____. **Avifauna em fragmentos florestais e corredores ecológicos no município de Lavras – Minas Gerais**. 2008. Cap. 4, p. 117-132. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

A fragmentação de habitats promove alterações negativas na população de aves, entre elas o aumento das taxas de predação em fragmentos de tamanhos reduzidos. Foram avaliados os níveis de predação de ovos em ninhos artificiais em fragmentos florestais e corredores ecológicos município de Lavras, MG – Brasil, compreendido entre as coordenadas 21°17'15.1"S e 44°58'59.3"W/21°19'25.2"S e 44°59'53.1"W e altitude média de 982 m. Foram plotados 10 ninhos em cada unidade amostral, sendo 3 fragmentos florestais e 3 corredores ecológicos no Bioma Cerrado. Testaram-se as seguintes hipóteses: **a.** a densidade de ninhos em corredores ecológicos está relacionada com o nível de predação; **b.** existem diferenças na predação entre borda, interior nos ambientes de fragmento florestal e corredores ecológicos? Não foram observadas diferenças significativas nos níveis de predação entre fragmentos florestais (borda e interior) e corredores ecológicos ($F = 0,0224$; $p = 0,9778$), na relação entre a predação de ninhos, em relação ao tempo ($F = 0,0457$; $p = 0,8413$), nem na quantidade de ataques nos diferentes ambientes (borda, interior e corredor) ($F = 0,1384$; $p = 0,72$). Os resultados sugerem a relação direta entre o grau de distúrbio em áreas adjacentes aos fragmentos e corredores e a qualidade dos ambientes para estabelecimento e colonização por espécies silvestres, tendo em vista tratar-se de matriz altamente fragmentada e antropizada, com fragmentos florestais reduzidos (1 a 10 ha de área).

TERMOS PARA INDEXAÇÃO: fragmentação florestal, aves, predação de ninhos.

ABSTRACT

CORRÊA, Bruno Senna. Artificial nest predation study in forest fragments and ecological corridors in Lavras municipality, Brazil. **Bird assemblage in forest fragments and ecological corridors on Lavras municipality, Brazil**. 2008. Chap. 4, p. 117-132. Thesys (Doctor Degree in Forestry Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG.

The habitat fragmentation promotes negative alterations in bird populations including high nest predator rates in reduced forest fragments. The nest predation levels have been surveyed in forest fragments and ecological corridors in Lavras, municipality, Minas Gerais State, between 21°17'15.1"S and 21°19'25.2"S (Lat.), 44°58'59.3"W and 44°59'53.1"W (Long.) coordinates at 982 m. 10 artificial nests were plotted in each survey unit (3 forest fragments and 3 ecological corridors). Two hypothesis have been tested: **a.** the density of nests in ecological corridors is related with level predation; **b.** are there differences on forest edge, forest interior and corridors predation rates? No significant differences were observed in nest predation levels between forest fragments and ecological corridors ($F = 0,0224$; $p = 0,9778$); neither in nest predation x time ($F = 0,0457$; $p = 0,8413$); not even in the amount of attacks in those different environments (edge, interior and corridor) ($F = 0,1384$; $p = 0,72$). The results suggest a direct relation between disturbance degree in adjacent areas around forest fragments and the environment quality to bird establishment and colonization.

INDEXED EXPRESSIONS: forest fragmentation, birds, nest predation.

1 INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais antrópicas podem afetar a dinâmica dos ecossistemas e alterar os padrões e processos ecológicos. Um dos impactos possíveis vinculados à fragmentação florestal é a alteração de interações ecológicas, tais como parasitismo, competição e predação (Faaborg, 2004).

Áreas antropizadas com remanescentes florestais geralmente apresentam altas taxas de predação de ninhos, especialmente em paisagens agrícolas (Paton, 1994). A predação de ninhos pode causar sérias conseqüências nos aspectos da biologia reprodutiva de aves, tais como a história de vida (Martin, 1995), a distribuição espacial, a seleção de habitat (Martin, 1988) e a estrutura na comunidade de aves (Marini, 1997). No caso de ambientes fragmentados, observa-se que a competição e predação são maiores à medida que ocorre redução do tamanho do habitat (Levenson, 1981).

Entre as causas sugeridas para justificar a perda de espécies em fragmentos florestais, a elevada taxa de predação em pequenos fragmentos florestais é um fator relevante (Robins, 1979; Ambuel & Temple, 1983). Wilcove et al. (1986) sugere que, em fragmentos florestais, a borda sofre mais ataques de predação do que o interior, provavelmente devido à facilidade de forrageamento pelos predadores nessas áreas (Gates & Gysel, 1978). Observa-se ainda que ambientes de área reduzida sofrem mais intensamente as conseqüências do efeito borda. A fragmentação promove, entre outros fatores, as seguintes conseqüências: a) alteração na dinâmica ecológica das populações de fauna e flora do fragmento (Andrén et al., 1985); b) aumento proporcional nas áreas de ecótono, que favorece as estratégias de forrageamento de predadores oportunistas (Wilcove et al., 1986).

Geralmente, os organismos relacionados com a predação de ninhos de aves envolvem alguns mamíferos roedores (camundongos e ratos silvestres), mustelídeos e serpentes (Part & Wretenberg, 2002) e algumas espécies de aves .

Gates & Mckearnan (2003) usando ninhos artificiais para investigar o efeito da distância da lâmina de água, observaram baixos índices de sucesso de nidificação, em distâncias menores que 50m. Esse fato foi relacionado à intensa utilização de fauna, possivelmente predadora (mamíferos), em rotas próximas à lâmina de água. Os índices de predação estão diretamente relacionados com o efeito borda dos ambientes. Fatores como a borda ou o tamanho dos fragmentos podem influenciar a taxa de predação em ninhos artificiais e naturais quando o fragmento for muito reduzido e o efeito de borda ocorrer por toda a extensão do fragmento (Melo & Marini, 1997).

Geralmente, são utilizados ninhos artificiais para testar o efeito da distância no sucesso dos ninhos (não predação), para o fornecimento de informações valiosas sobre áreas potenciais para nidificação dentro de paisagens naturais (Haskell, 1995). Apesar desse método não evidenciar taxas reais de predação (Roper, 1992; Zanette, 2002; Faaborg, 2004; Burke et al., 2004), os dados obtidos podem refletir taxas relativas de predação, associadas com fragmentação florestal (Donovan et al., 1997).

Neste trabalho foram testadas as seguintes hipóteses:

- a. A densidade de ninhos em corredores ecológicos está relacionada com o nível de predação mais elevado nesse componente da paisagem.
- b. Existem diferenças na predação entre borda, interior nos ambientes de fragmento florestal, e corredores ecológicos?

Essas hipóteses partem do pressuposto que a influência das áreas agrícolas ou pastagens adjacentes aumentam a dispersão de fauna (mastofauna e avifauna) pelos corredores de vegetação, segundo relatos de produtores agrícolas da região

estudada, dificultando dessa forma o estabelecimento de locais seguros para nidificação.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O sistema corredor-fragmento estudado está localizado na cidade de Lavras, região do Alto Rio Grande, Sul de Minas Gerais e está compreendido entre as coordenadas 21°17'15.1''S e 21°19'25.2''S, 44°58'59.3''W e 44°59'53.1''W (Figura 1). A área de estudo encontra-se a, aproximadamente, 6 km do município de Lavras, na encosta da Serra do Carrapato. Ao todo foram analisados oito fragmentos (F), interligados a um corredor de vegetação (C), composto por um eixo principal e quatro ramificações (Figura 1), e sete dos fragmentos apresentam curso de água em seu interior. A área total dos fragmentos é de 51,1624 ha, variando de 1,0302 ha o menor e 12,40 ha o maior (Tabela 1). Os corredores abordados no presente estudo são definidos como estruturas lineares de vegetação, de várias origens, de largura reduzida (entre 3 e 6 m), podendo estar conectados a fragmentos de áreas variadas (Castro, 2004). O histórico de ocupação e relacionamento da população, com o ambiente em que está inserida, encontra-se refletido na paisagem atual, em que se percebem um número reduzido de remanescentes florestais, extensas áreas de monoculturas de gêneros alimentícios e de criação de gado. A estrutura agrária da região do Alto Rio Grande encontra-se extremamente fragmentada, o que propiciou, e ainda propicia, a formação de uma extensa malha de corredores de vegetação nativa. Basicamente, existem duas origens distintas desses corredores: (i) as faixas estreitas de vegetação deixadas nos limites das propriedades, após o corte raso das florestas e (ii) a colonização pela vegetação nativa dos valos, cercas e muros de pedra utilizados como divisórias entre glebas de terra. Os valos, provavelmente devido à maior umidade do solo, são naturalmente colonizados por espécies arbóreas das florestas estacionais e de

galeria, da região, formando corredores de vegetação florestal. Esses valos divisores de glebas de terra são extremamente comuns em toda a região estudada. A vegetação dos valos, na região Sul de Minas, é conhecida popularmente como restinga. Segundo as comunidades tradicionais, os valos foram construídos por escravos no período da colonização e possuíam, aproximadamente, dimensões de 1,5 m de largura com a profundidade de 1m. Essas estruturas eram construídas nas propriedades onde não havia a disponibilidade de pedras para a construção de muros, respeitando-se, assim, as características da região. Por outro lado, os valos podem favorecer o aparecimento de voçorocas nas propriedades, por serem um canalizador de água, podendo ainda dificultar a passagem de animais, de veículos, de máquinas agrícolas, de linhas de irrigação e construção de curvas de níveis (Castro, 2004).

Na área estudada (Figura 1), podem ser identificados:

- a) uma área matricial (M), composta por culturas anuais (milho, soja, feijão, dentre outras), pastagens plantadas (*Brachiaria spp.*) para criação de gado, campos naturais e antropizados;
- b) corredores de vegetação arbórea ocorrendo em valos;
- c) porções de hábitat do tipo mosaico, compreendendo vegetação de cerrado sentido amplo, matas de galerias e manchas de florestas estacionais semidecíduais (Castro, 2004).

O clima da região pode ser definido, como do tipo Cwa de Köppen, com precipitação média anual de 1.529,7 mm e temperatura média anual de 19,4°C (Brasil, 1992; Ometto, 1981). A altitude mínima na área de estudo é de 920 m e a máxima de 1.180 m (Castro, 2004).

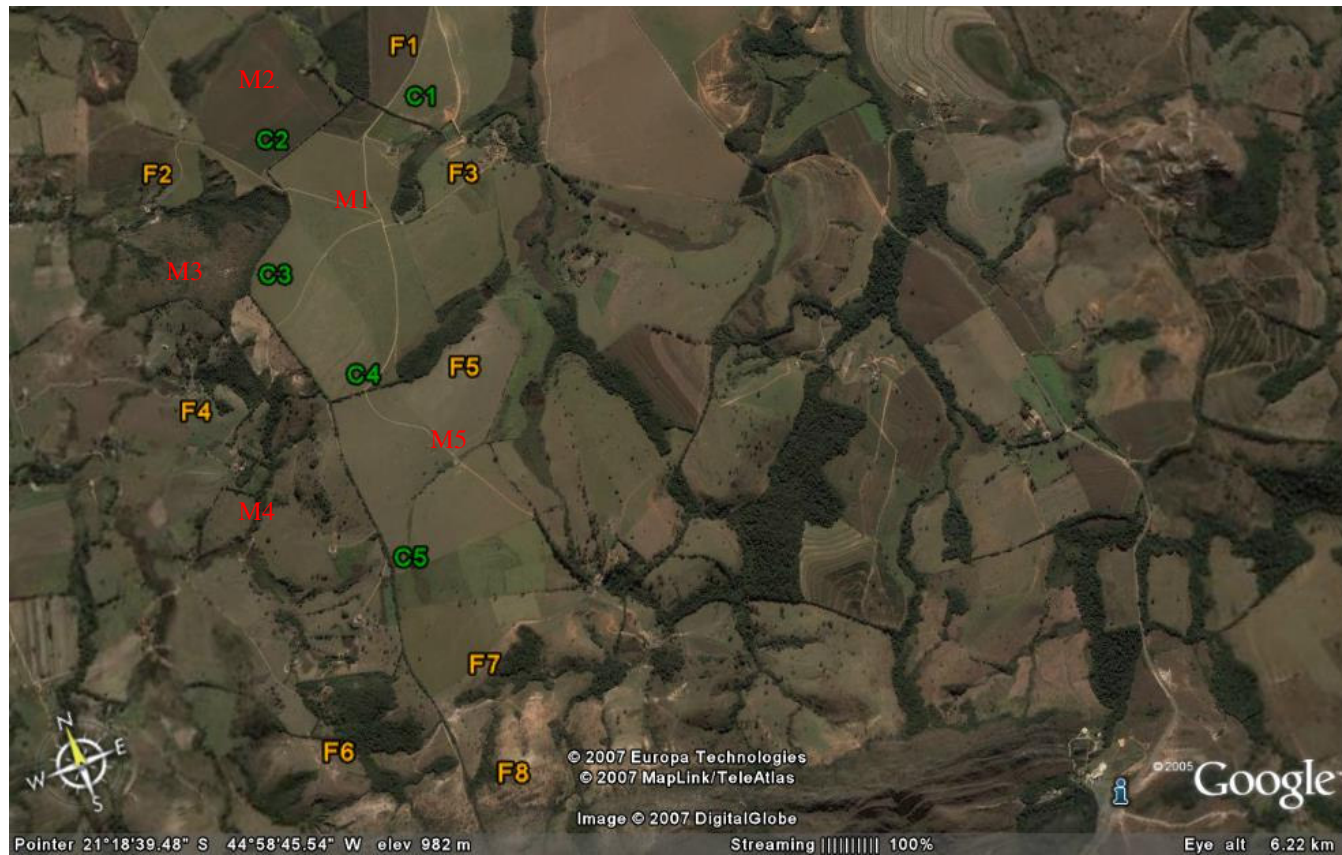


FIGURA 1 Mapa da área de estudo, município de Lavras/Minas Gerais, na base da Serra do Carrapato (Fonte: <http://earth.google.com/>).

TABELA 1 Áreas estudadas dentro dos ambientes com os pontos amostrados.

Ambientes	Áreas (ha)	Ninhos	Altitude	Coordenadas
Fragmentos florestais				
1	7,1997	10	965 m	21°17'28''S/44°59'13''W
2	11,8452	10	971 m	21°17'43''S/44°59'40''W
3	1,0302	10	977 m	21°17'51''S/44°59'13''W
Corredores				
1	0,2	10	960 m	21°17'39''S/44°59'10''W
2	0,28	10	985 m	21°17'38''S/44°59'24''W
3	0,44	10	996 m	21°17'58''S/44°59'41''W
Total (frag)	20,07	30		
(corr.)	0,92	30		
Total	20,99	60		

2.2 Ninhos artificiais

Foi realizado um caminharnto por cada fragmento florestal e corredor ecológico para definir as áreas de escolha para colocação dos ninhos artificiais. Foram escolhidas árvores com galhos inclinados, dossel irregular e fechado, de forma a camuflar a visão de predadores potenciais.

Os ninhos foram preparados com fibras vegetais, na forma de cálice, formato bastante comum na estrutura de aves do Cerrado. Cada ninho foi preparado de forma a tentar reproduzir a estrutura e a forma de ninhos reais. Em cada ninho foram colocados três ovos de codorna, sem reposição.

Foram alocados 60 ninhos na área de estudo, sendo 5 ninhos na área externa e 5 ninhos no interior de cada fragmento florestal (10 ninhos por fragmento); 10 ninhos em cada corredor, distribuídos eqüidistantes de acordo com a extensão de cada corredor, sendo cada ponto (ninho) georeferenciado (Figura 2). Os ninhos foram alocados entre 1,50-2,00m do solo na parte externa de corredores ecológicos (valos), em árvores com galhos inclinados e dossel irregular. A escolha da área mais externa dos valos foi decidida tendo em vista a largura do corredor (entre três a quatro metros aproximadamente).

Os ninhos foram alocados durante o período de nidificação (novembro de 2005) por 30 dias, sendo verificados todos os dias pela manhã. Durante cada visita foram observados os tipos de manuseio dos ovos (quebrados, bicados, levados inteiros) e dos ninhos (destruídos, intocados).

2.3 Análise estatística

Foram analisadas as relações entre: corredor x borda x interior; ninho x tempo; quantidade de ovos predados x ambiente, através da análise de sobrevivência, utilizando a regressão de Weibull, do programa estatístico **R**. Verificou-se a ocorrência de diferença significativa entre a taxa de predação de ninhos artificiais e o ambiente (fragmento, borda, corredor).

O teste Qui-quadrado (Sokal & Rohlf, 1981) foi calculado para detectar diferenças estatísticas entre os tipos de manuseios dos ovos e para os tipos de manuseios dos ninhos. A frequência de ocorrência foi calculada, dividindo-se o número dos tipos de manuseios dos ovos e dos ninhos em cada ambiente, pelo total dos manuseios por ambiente (borda, interior, corredor).

Para testar as interações (corredor x borda x interior; ninho x tempo; quantidade de ovos predados x ambiente) foi realizada uma análise de variância.

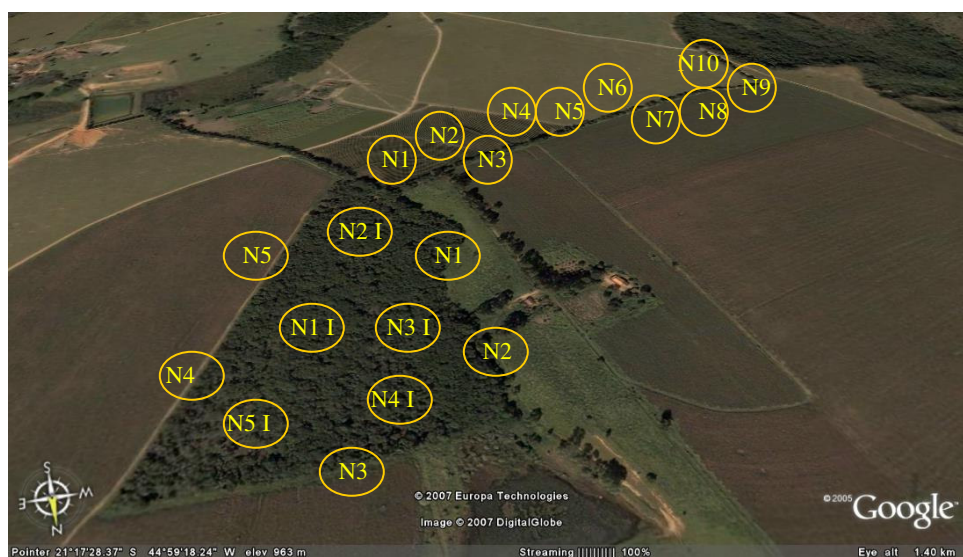


FIGURA 2 Mapa da área de estudo, com os ninhos artificiais plotados nos ambientes de fragmento florestal (F1) e corredor ecológico (C2), município de Lavras/Minas Gerais, na base da Serra do Carrapato (Fonte: <http://earth.google.com/>).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dos 60 ninhos distribuídos no período de 01 de novembro de 2005 a 30 de novembro de 2005, 18,33% foram predados após 15 dias de exposição, com índices que variaram de 0 a 100%. Após 30 dias de exposição, em média 28,9% dos ninhos foram predados, com índices variando entre 0 e 100% (figura 3).

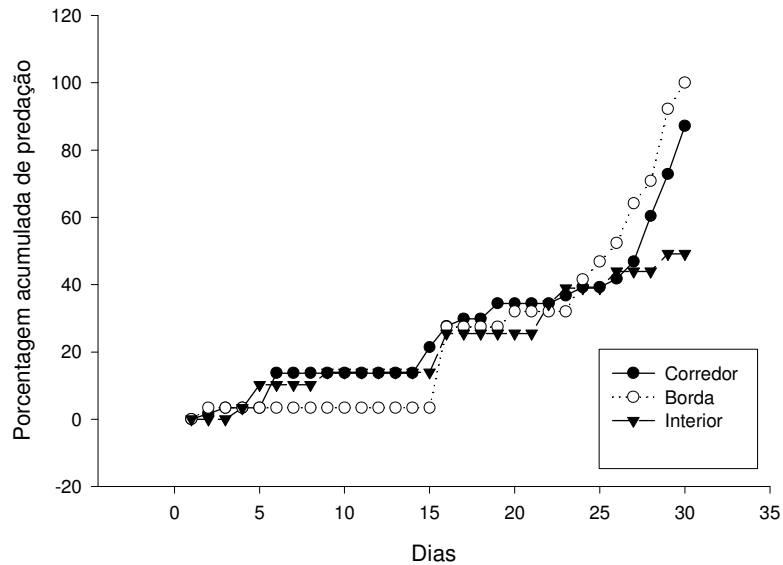


FIGURA 3 Porcentagem acumulada de predação de ninhos artificiais ao longo de 30 dias, nos diferentes ambientes estudados.

Pela análise de Weibull, não foram obtidos resultados significativos para o local (fragmento ou corredor) ($p > 0.1$), ambientes (borda, interior ou corredor) e tempo (tempo para predação) ($p > 0.1$) e nem para as interações entre local x ambiente x tempo ($p > 0.1$); local x ambiente ($p > 0.1$); local x tempo ($p > 0.1$); ambiente x tempo ($p > 0.1$).

As análises de variância para as interações (corredor x borda x interior; ninho x tempo; quantidade de ovos predados x ambiente) também não apresentaram relações significativas ($p > 0.1$) (Tabela 2).

TABELA 2 Análise de variância entre as relações, envolvendo predação de ninhos artificiais na área de estudo.

RELAÇÃO	F	P
Corredor x Borda x Interior	0,0224	0,9778
Ninhos x Tempo	0,0457	0,8413
Ovos predados x Ambiente	0,1384	0,7200

Aceita-se a hipótese H_0 , de que a densidade de ninhos nos corredores ecológicos não está relacionada ao nível de predação. Resultados semelhantes foram obtidos por Melo & Marini (1997), em fragmentos de matas do Brasil Central. Na realidade, todos os ambientes amostrados, borda e interior de fragmento e corredores ecológicos, funcionam de forma similar, contradizendo os argumentos dos fazendeiros da região. Segundo os mesmos, a baixa densidade de ninhos nos corredores se devia à presença contínua de predadores de ovos, como marsupiais, roedores e serpentes.

Não houve diferença significativa para o teste Qui-quadrado entre os tipos de manuseios dos ovos ($\chi^2 = 0,07$) e de ninhos ($\chi^2 = 0,06$), em relação ao ambiente. Os trabalhos envolvendo predação de ninhos sugerem esse comportamento, associado a serpentes e marsupiais. Entretanto, observa-se que marsupiais como *Didelphis* sp. se mostram bastante adaptados a ambientes fragmentados e alterados, contribuindo efetivamente nas taxas de predação de ninhos (Barbini & Passamani, 2003).

A predação em ninhos reais e artificiais é determinada pela abundância e pelo comportamento de forrageamento dos predadores potenciais. Para testar essa suposição que taxas relativas de predação em ninhos artificiais refletem aquelas observadas em ninhos reais, são necessárias informações sobre o comportamento do predador nos dois tipos de ninhos (real e artificial), estudos inexistentes até o momento (Ricklefs, 1989; Melo & Marini, 1997; Marini, 1997; Duca et al., 2001).

Haskell (1995) sugerem que diferentes predadores, predando ninhos reais e artificiais, podem produzir resultados errôneos em relação às taxas de predação.

4 CONCLUSÃO

Nos fragmentos florestais parece não haver distinção clara de borda ou interior pelos predadores, uma vez que, como são áreas pequenas, tudo parece funcionar como borda. A predação de ninhos nos fragmentos e corredores está relacionada com o uso de corredores por predadores, como estratégia de forrageamento. Pelo fato de haver pouca distinção entre corredores e fragmentos florestais, as taxas de predação foram semelhantes.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMBUEL, B.; TEMPLE, S. A. Area dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forest. **Ecology**, Durham, v. 64, n. 5, p. 1057-1068, 1983.
- ANDRÉN, H.; ANGELSTAM, P.; LINDSTROM, E.; WIDÉM, P. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. **Oikos**, Lund, v. 45, n. 1, p. 273-277, 1985.
- BARBINI, I.; PASSAMANI, M. Pequenos mamíferos e a predação de ninhos artificiais no museu de biologia Prof. Mello Leitão (ES). **Natureza Online**, v. 1, n. 2, p. 56-61, 2003.
<http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/default.asp?volume=1&numero=2>
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas climatológicas: 1961-1990**. Brasília, DF, 1992. 132 p.
- BURKE, D. M.; ELLIOT, K.; MOORE, L.; DUNFORD, W.; NOL, E.; PHILLIPS, J.; HOLMES, S.; HOLMES, S. Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. **Conservation Biology**, Oxford, v. 18, n. 2, p. 381-388, 2004.
- CASTRO, G. C. **Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG**. 2004. 83 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- DONOVAN, T. M.; JONES, P. W.; ANNAND, E. M.; THOMPSON, F. R. III variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. **Ecology**, Durham, v. 78, n. 7, p. 2064-2075, 1997.
- DUCA, C. G.; GONÇALVES, J. F.; MARINI, M. A. Predação de ninhos artificiais em fragmentos de floresta de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 9, n. 2, p. 113-117, 2001.
- FAABORG, J. Truly artificial nests studies. **Conservation biology**, Oxford, v. 18, n. 2, p. 369-370, 2004.
- GATES, J. E.; GYSEL, L. W. Avian nest dispersion and fledging success in fieldforest ecotones. **Ecology**, Durham, v. 59, n. 5, p. 871-883, 1978.

- GATES, J. E.; MCKEAMAN, J. E. Artificial nest predation across riparian upland forests ecotones. **Southeastern Naturalist**, v. 2, n. 2, p. 301-312, 2003.
- HASKELL, D. G. A reevaluation of the effects of forest fragmentation on rates of bird-nest predation. **Conservation Biology**, Oxford, v. 9, n. 5, p. 1316-1318, 1995.
- LEVENSON, J. B. Woodlots as biogeographic islands in Southeastern Wisconsin. In: BURGESS, R. L.; SHARPE, D. M. (Ed.). **Forest islands in man-dominated landscapes**. New York: Springer-Verlag, 1981. p. 13-39.
- MARINI, M. A. Predation-mediated bird nest diversity: an experimental test. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 75, p. 317-323, 1997.
- MARTIN, T. E. Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? **Evolutionary Ecology**, v. 2, n. 1, p. 37-50, 1988.
- MARTIN, T. E. Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 1, p. 101-127, 1995.
- MELO, C.; MARINI, M. A. Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil Central. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 8, n. 1, p. 7-14, 1997.
- OMETTO, J. C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 440 p.
- PART, T.; WRETENBERG, J. Do artificial nest reveal relative nest predation risk for real nests? **Journal of Avian Biology**, v. 33, n. 1, p. 39-46, Mar. 2002.
- PATON, P. W. C. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? **Conservation Biology**, Oxford, v. 8, p. 17-26, 1994.
- RICKLEFS, R. E. Nest predation and the species diversity of birds. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 1, p. 184-186, 1989.
- ROBBINS, C. S. Effect of forest fragmentation on bird populations. In: DEGRAAF, R. M.; EVANS, K. E. (Ed.). **Workshop proceedings: management of north central and northeastern forests for nongame birds**. Dordrecht: United States Forest Service, General Technical Report, 1979. p. 198-212.
- ROPER, J. J. Nest Predation experiments with quail eggs: too much to swallow? **Oikos**, Copenhagen, v. 65, n. 1, p. 528-530, 1992.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 2.ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1981. 859 p.

WILCOVE, D. S.; McLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology**. Sunderland: The Science of Scarcity and Diversity, 1986. p. 237-256.

ZANETTE, L. What do artificial nests tell us about nest predation? **Biological Conservation**, Oxford, v. 103, n. 1, p. 323-329, 2002.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, observou-se que, ambientes de paisagens fragmentadas de Cerrado, que dispõem de fragmentos reduzidos, mas conectados por corredores ecológicos, podem se constituir elementos eficientes para deslocamento de grupos de aves semidependentes de florestas. Entretanto, fatores como a largura do corredor, o grau de antropização dos fragmentos florestais e a estrutura da matriz adjacente limitam a ocorrência de grupos de aves florestais sensíveis a alterações.

Grande parte das espécies de aves registradas são espécies generalistas que não utilizam corredores para se deslocarem de um ambiente para outro.

Os fragmentos florestais são muito pequenos e isso dificulta a utilização deles por grupos com hábitos e comportamentos mais específicos (espécies florestais).

Os corredores, por serem muito estreitos, praticamente só apresentam bordas, por isso espécies florestais não atravessam.