

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

**AVES E EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO EM UM
REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA DO
QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MG**

Jordana Demicheli Ferreira

Belo Horizonte

2009

**AVES E EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO EM UM
REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA DO
QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MG**

Jordana Demicheli Ferreira

Dissertação apresentada ao
programa de pós-graduação em
Ecologia, Conservação e Manejo da
Vida Silvestre, da Universidade
Federal de Minas Gerais, como
requisito parcial à obtenção do
título de mestre.

Orientador: Dr. Marcos Rodrigues

Belo Horizonte

2009

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida, que possibilitou o desenvolvimento deste estudo e pelo apoio dado a Marcos Rodrigues.

À U.S. Fish, que apoiou financeiramente o curso de pós-graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG), durante a produção desta dissertação.

Ao Dr. Marcos Rodrigues pela amizade e orientação, que sempre andaram harmoniosamente juntas.

Ao professor Dr. Alexandre Godinho, que sempre se mostrou tão prestativo, pela ajuda estatística.

À LÍlian Mariana Costa, querida amiga e companheira de campo pela ajuda incomensurável.

Ao Marcelo Vasconcelos pelas inúmeras sugestões e leitura do manuscrito.

Ao João Henrique Bayão, pelo amor, incentivo e paciência.

À minha família por ter me proporcionado uma vida tão boa e cheia de amor.

À minha segunda família Camila, Joanna e Samira, eternas amigas, que fizeram da nossa casa um ambiente sempre leve e alegre.

A todos aqueles que me acompanharam em campo: Felipe Alves, LÍlian Costa, Cristiana Faria, Elisa Mesquita, Mariela Butti, Patrícia Rodrigues, Ivan Mortimer, Ivan Vasconcelos.

À Cristiane Faria e Marcelo Vasconcelos pela ajuda na identificação de várias espécies.

Aos colegas de laboratório e de curso, que tornaram o ambiente de trabalho agradável e divertido: Renato Hilário, Renan Milagres, Guilherme Freitas, VinÍcius e Vanessa.

À AngloGold Ashanti pelo apoio financeiro e por viabilizar a pesquisa na RPPN MSP.

À Rivene Guadalupe pela ajuda e organização das saídas de campo.

Aos vigias, porteiros e mateiros da MSP, em especial ao Lupécio, pela amizade, companhia e por assegurar o trabalho de campo.

À CEMAVE/IBAMA pela concessão das anilhas e licença para anilhamento de aves silvestres.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG), pelo apoio financeiro referente à taxa de bancada e à secretária Joyce pela ajuda nas burocracias.

À fundação O Boticário de Proteção à Natureza e à pró-reitoria de pesquisa da UFMG pelo apoio financeiro concedido ao Laboratório de Ornitologia, onde este estudo foi desenvolvido.

“...” Se num instante a roa do mundo parasse, e existisse uma inteligência onisciente, calculadora, a fim de aproveitar essa pausa, ela poderia relatar o futuro de cada ser até as mais remotas eras vindouras, indicando cada trilha por onde essa roda passará.

Nietzsche, em Humano, demasiado humano

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1. AVES DE UM REMANESCENTE FLORESTAL DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS

Introdução.....	1
Material e métodos.....	3
1 Área de estudo.....	3
2. Inventário.....	9
Resultados.....	11
Discussão.....	18

CAPÍTULO 2. EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT NA COMUNIDADE DE AVES DE UM REMANESCENTE DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

Introdução.....	27
Área de estudo.....	34
Métodos.....	40
Resultados.....	49

Discussão	63
Guildas.....	64
Estado de raridade.....	80
Flexibilidade de habitat.....	82
Endemismo.....	86
Conclusão	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
ANEXO 1	116
ANEXO 2	123
ANEXO 3	127
ANEXO 4	135

ÍNDICES DE FIGURAS E TABELAS

Figuras

Figura 1.1. Localização da área de estudo (MSP) e das outras cinco unidades de conservação do Quadrilátero Ferrífero, utilizadas na análise comparativa da ocorrência de espécies endêmicas e/ou ameaçadas.....	6
Figura 1.2. Foto aérea da Mata Samuel de Paula (MSP) e entorno: condomínios residenciais, cidade de Nova Lima (NL) e Mata do Jambreiro (MJ).....	7
Figura 1.3. Mata semidecídua e ribeirão dos Cristais, MSP.....	8
Figura 1.4. Vista para a mata semidecídua a partir de campo ferruginoso, MSP.....	8
Figura 1.5. Curva do coletor observada mostrando o acúmulo de espécies novas registradas na MSP ao longo das amostragens e curva do coletor estimada pelo método 'Jackknife'	11
Figura 1.6. Relação entre número de espécies ameaçadas e área das Unidades de Conservação avaliadas.....	16
Figura 2.1. Localização das RPPNs MSP e Caraça no QF e limite das bacias do rio São Francisco, a oeste, e do rio Doce, a leste.....	39
Figura 2.2. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes na MSP, de acordo com as guildas a que pertencem.....	50
Figura 2.3. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes ou persistentes na MSP de acordo com seus estados de raridade.....	50
Figura 2.4. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com o tipo de habitat utilizado.....	51
Figura 2.5. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com o grau de endemismo.....	52
Figura 2.6. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com a altura de estrato utilizado.....	52
Figura 2.7. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com a número de estrato utilizado.....	53
Figura 2.8. Porcentagem das espécies do Caraça ausentes em cada comunidade_ observada (MSP) e aleatória (Hipotética)_ de acordo com as guildas que pertencem.....	54

Figura 2.9. Força do desvio encontrada ao comparar a comunidade observada e a comunidade aleatória, considerando o estado de raridade das espécies ausentes.....	55
Figura 2.10. Porcentagem de espécies presentes na mata do Caraça, ausentes em cada comunidade_ observada (MSP) e aleatória (Hipotética)_ de acordo com seus estados de raridade.....	56
Figura. 2.11. Porcentagem de espécies presentes na mata do Caraça, ausentes em cada comunidade_ observada (MSP) e aleatória (Hipotética)_ de acordo com o tipo de habitat utilizado.....	57
Figura 2.12. Força do desvio encontrada ao comparar a comunidade observada e a comunidade aleatória, quanto ao estado de raridade das espécies ausentes.....	58
Figura 2.13. Força do desvio encontrada ao comparar a comunidade observada e a comunidade aleatória, quanto ao tipo de habitat das espécies ausentes.....	59
Figura 2.14. Número de espécies em cada categoria de ‘endemismo’ da comunidade gerada aleatoriamente (esperada) e da comunidade observada na MSP.....	61
Figura 2.15. Número de espécies em cada categoria de ‘altura de estrato’ da comunidade gerada aleatoriamente (esperada) e da comunidade observada na MSP.....	61
Figura 2.16. Número de espécies em cada categoria de ‘número de estrato’ da comunidade gerada aleatoriamente (esperada) e da comunidade observada na MSP.....	62

Tabelas

Tabela 1.1. Número de espécies endêmicas registradas nas seis Unidades de Conservação do Quadrilátero Ferrífero.....	16
Tabela 2.1. Nomenclatura e código da classificação adotada para guildas.....	42
Tabela 2.2. Classificação dos atributos flexibilidade no uso de habitat, estado de raridade e endemismo.....	44
Tabela 2.3. Lista de espécies presentes no Caraça cujas distribuições geográficas não atingem a MSP.....	48
Tabela 2.4. Números de espécies de aves por estado de raridade nas comunidades Caraça, MSP e hipotética.....	57
Tabela 2.5. Números de espécies de aves por tipo de habitat freqüentado nas comunidades Caraça, MSP e hipotética.....	57
Tabela 2.6. Números de espécies de aves por grau de endemismo nas comunidades Caraça, MSP e hipotética.....	60
Tabela 2.7. Números de espécies de aves por tipo de estrato usado nas comunidades do Caraça, MSP e hipotética.....	60
Tabela 2.8. Números de espécies de aves número de estrato usado nas comunidades do Caraça, MSP e hipotética.....	60

RESUMO

O Quadrilátero Ferrífero é líder mundial na produção de minerais metálicos, principalmente minério de ferro. Essa intensa atividade mineradora é responsável pela transfiguração da paisagem com impactos ainda pouco estudados sobre a biodiversidade regional. O primeiro capítulo apresenta uma lista de aves de um remanescente florestal da região, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mata Samuel de Paula (MSP). A reserva possui 147 ha e está localizada na área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, no município de Nova Lima. A vegetação é composta por floresta estacional semidecídua secundária, fitofisionomias campestres de cerrado e campos ferruginosos. O levantamento foi feito por observação audiovisual e captura com redes de neblina ao longo de um ano. Registrou-se 159 espécies de aves, das quais foram avaliados hábitat e frequência de ocorrência, sazonalidade e situação de migração.

A lista apresenta uma espécie globalmente quase-ameaçada de extinção, *Embernagra longicauda*, uma globalmente em perigo de extinção, *Scytalopus indigoticus*, uma considerada vulnerável em Minas Gerais e no mundo, *Poospiza cinerea* e outra considerada em perigo de extinção em Minas Gerais, *Campephilus robustus*. Ocorrem também 29 espécies endêmicas da Mata Atlântica, três do Cerrado e uma dos topos de montanha do sudeste do Brasil. Foi elaborada também uma análise comparativa de inventários de outras cinco unidades de conservação do Quadrilátero Ferrífero, que mostrou mais 44 espécies endêmicas da Mata Atlântica, cinco do Cerrado e uma dos topos de montanha do sudeste do Brasil, além de outras 17 ameaçadas de extinção.

O segundo capítulo examina os efeitos da fragmentação nessa comunidade de aves. A hipótese da ‘amostra aleatória’ afirma que as comunidades de fragmentos pequenos são amostras aleatórias das áreas originais, pois são formadas por extinções estocásticas. Uma abordagem alternativa supõe que as probabilidades de extinção estão relacionadas a atributos biológicos das espécies, gerando comunidades não-aleatórias em fragmentos pequenos. É testado nesse capítulo se atributos biológicos como guilda, flexibilidade no uso de habitat, estado de raridade e endemismo estão relacionados à ausência de espécies no fragmento.

As análises foram feitas pela comparação da comunidade observada a uma comunidade hipotética, gerada a partir de um regime de extinção aleatório realizado a partir de uma comunidade de um grande fragmento relativamente bem conservado da região. Algumas guildas se mostraram mais depauperadas e outras menos, sendo ‘insetívoro de forrageamento interno de tronco’, ‘insetívoros de forrageamento terrestre’ e ‘frugívoros/insetívoros grandes arbóreos’ as mais sensíveis e ‘frugívoros/insetívoros arbóreos pequenos de sub-bosque’ e ‘nectarívoros/insetívoros’ as mais resilientes. Conclui-se também que as espécies raras e incomuns estão mais ausentes do que o esperado nesse fragmento, assim como as espécies com baixa tolerância a bordas e florestas secundárias. O resultado obtido indica que a ausência de espécies na MSP não é aleatória, ao contrário, está relacionada a características intrínsecas das espécies. A partir dos resultados foram inferidos os fatores da paisagem que, aliados às características das espécies, mais determinam a sensibilidade à fragmentação. Reservas de grande área ou com apropriada conectividade e o controle da extração de madeira e caça são considerados, de acordo com os resultados, primordiais à conservação.

ABSTRACT

The Iron Quadrangle (IQ) is the global leader region in the production of metallic minerals, mainly iron mineral. This intense mine activity is responsible for the transfiguration of the landscape causing impacts that have not yet been deeply investigated on the regional biodiversity. The first chapter presents a list of birds of a protected forest remnant of the region, a private nature reserve named *Mata Samuel de Paula* (MSP). This nature reserve is 147 ha wide and is located in the transition area between the Atlantic Forrest and the *Cerrado*, near the city of Nova Lima. The vegetation is composed by seasonal semideciduous forest, savanic phytophysiognomies and ferruginous fields. The survey was made by audiovisual observation and mist-net captures throughout a year. It has been registered 159 species of birds, from which it has been assessed their habitat and frequency of occurrence, seasonality and migratory situation, endemism and conservation. The richness was estimated in 188 ± 7 species. The list presents a globally nearly-threatened with extinction species, the *Embernagra longicauda*, one species globally endangered, *Scytalopus indigoticus*, one species considered vulnerable in *Minas Gerais* state and in the world, *Poospiza cinerea*, and another considered endangered in *Minas Gerais*, *Campephilus robustus*. It also includes 29 endemic species of Atlantic Forrest, three of *Cerrado* and one of mountain tops of the southeastern Brazil. It has as well been elaborated a comparative analysis of avifauna of other five protected areas of IQ which has also shown other 44 endemic species of the Atlantic Forrest, five of the *Cerrado* and one of mountain tops of the southeastern Brazil, apart from other 17 species threatened with extinction.

The second chapter examines the effects of fragmentation on the avifauna of the MSP. The hypothesis of the 'random sample' states that the small fragment communities are random samples of the original areas once they are formed by stochastic extinctions. An alternative approach understands that the probabilities of extinction are related to biological attributes of the species, generating nonrandom communities in small fragments. It is tested whether biological attributes such as guilds, flexibility in the use of the habitat, rarity and endemism are related to the absence of species in fragment. The analyses were made by the comparison between the observed community and a hypothetical community generated from a random extinction regime on the community of a big relatively well-conserved fragment in the region. Some guilds are more weakened and other less, being 'internal-bark insectivorous', 'terrestrial insectivorous' and 'large arboreal frugivorous/insectivorous' the more sensitive and 'small understory arboreal frugivorous/insectivorous' and 'nectarivorous/insectivorous' the more resilient. It is also concluded that the rare and uncommon species are more absent than expected, as well as the species with low tolerance to edge and secondary forests. This result indicates that the absence of species in the MSP does not happen randomly, it is indeed related to intrinsic characteristics of the species. Based on the results it has been inferred the factors of landscape which allied to the characteristics of the species determine the most the sensitivity to fragmentation, being the small size and the isolation of the fragments the most important. Nature reserves of great area or those having the suitable connectivity and the control on the wood extraction and hunting are to be considered fundamental to the conservation according to the results.

CAPÍTULO 1

AVES DE UM REMANESCENTE FLORESTAL DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS

Introdução

O Quadrilátero Ferrífero é uma das províncias minerais mais ricas do planeta e está situado inteiramente no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. A área cobre aproximadamente 7.200 km² e está localizada em uma região de ecótono entre dois grandes biomas, a Mata Atlântica e o Cerrado (Jacobi *et al.* 2007). Esses biomas são considerados áreas prioritárias para a conservação por apresentarem altas taxas de endemismo e de perda de hábitat (Myers *et al.* 2000). A situação da avifauna explicita as ameaças que assolam esses biomas, já que neles se encontram os maiores números de espécies endêmicas de aves ameaçadas de extinção no Brasil (54 espécies na Mata Atlântica e 14 no Cerrado) (Marini & Garcia 2005). A Mata Atlântica foi drasticamente reduzida pela acelerada degradação antrópica, que começou desde o início da colonização (Dean 2002). Esse triste cenário nacional pode também ser verificado em Minas Gerais, onde restam apenas cerca de 4% da extensa faixa de cobertura original de Mata Atlântica que existia antes nesse estado (Costa *et al.* 1998). A situação do Cerrado brasileiro não é

menos preocupante, com estimativas indicando que aproximadamente 80% de sua vegetação original já foram alterados devido, principalmente, a atividades de pecuária e agricultura (Myers *et al.* 2000).

O Quadrilátero Ferrífero é líder mundial na produção de minerais metálicos, principalmente o minério de ferro. Essa intensa atividade minerária é responsável pela transfiguração da paisagem com impactos ainda pouco estudados sobre a biodiversidade regional (Jacobi *et al.* 2007, Jacobi & Carmo 2008). Atualmente, a região também sofre grande pressão pela expansão urbana, desmatamento e turismo. Toda a região é classificada como de importância biológica especial (a mais alta categoria), por apresentar endemismos de anfíbios e plantas, alta riqueza de vertebrados e um ambiente único no Estado, os campos ferruginosos (Drummond *et al.* 2005).

Em decorrência das qualidades do solo para extração de minério, ocorre acentuada destruição do hábitat pela mineração (Hartmann *et al.* 2006) e grande parte das terras e dos remanescentes de Mata Atlântica e Cerrado da região pertence a empresas mineradoras (Figueredo & Salino 2005). A concentração fundiária do município nas mãos dessas empresas tornou a ocupação territorial diretamente relacionada aos seus interesses. No município de Nova Lima, a especulação imobiliária fez as empresas encontrarem nos loteamentos uma interessante fonte de lucro para as áreas onde não há interesse em minerar. Assim, é notável o grande e crescente número de condomínios residenciais no município, que atende principalmente à expansão de Belo Horizonte.

O alto grau de ameaça que existe nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, especificamente na região do Quadrilátero Ferrífero, torna urgente a realização de pesquisas para ampliar os conhecimentos sobre esse ambiente e sua comunidade biótica,

sendo o procedimento preliminar o levantamento de espécies. Apresenta-se nesse trabalho uma lista inédita das aves que ocorrem em um dos fragmentos florestais remanescentes do Quadrilátero Ferrífero, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mata Samuel de Paula (doravante MSP). São fornecidos também os ambientes e a frequência de ocorrência, a sazonalidade e a situação de migração, endemismo e conservação das espécies registradas ao longo de um ano. Além disso, foi adotada uma abordagem comparativa das espécies ameaçadas e endêmicas da MSP e de outras cinco Unidades de Conservação (UC's) do Quadrilátero Ferrífero.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A RPPN MSP, implantada no ano 2000, é um fragmento florestal que pertence à empresa de mineração AngloGold Ashanti. A reserva possui uma área de proteção integral, onde são desenvolvidas atividades de pesquisa, uma área aberta ao público e um Centro de Educação Ambiental, onde ocorrem atividades com a participação de escolas e visitação por turistas.

A MSP possui 147,83 ha e está inserida na transição entre Mata Atlântica e Cerrado, na porção norte do Quadrilátero Ferrífero (20°03'30''S e 43°52'25''W), com altitudes entre 810 e 1.200 m, no município de Nova Lima, MG (Figura 1.1). A região apresenta precipitação total anual entre 1.000 mm e 1.550 mm e temperatura média anual de 18°C, com verões chuvosos e invernos brandos e secos. A umidade relativa média

anual é de 80%, sendo os meses mais úmidos dezembro e janeiro e, os mais secos, agosto e setembro (Figueredo & Salino 2005).

A maior parte do entorno da RPPN é constituída por condomínios residenciais, fazendo fronteira também com áreas urbanizadas da cidade de Nova Lima (Figura 1.2). O ribeirão dos Cristais determina um dos limites da MSP e desemboca no rio das Velhas, afluente do rio São Francisco (Figura 1.3).

A exploração em Nova Lima teve início no final do século XVII com a chegada de um grupo de bandeirantes, liderados por Domingos Rodrigues da Fonseca Leme, que ali encontraram ouro e iniciaram o garimpo (Vasconcelos 1999). A região era coberta por espessas matas e o ribeirão dos Cristais foi um dos primeiro locais de extração do ouro. Durante o século XIX, o ribeirão dos Cristais continuou sendo o principal curso de água usado pela Mineração Morro Velho, que durante muito tempo foi a principal jazida aurífera do planeta (Burton 1869). No local onde hoje se encontra a RPPN MSP foi erguida também uma pequena usina geradora de energia para a mineração. Portanto, toda a mata que hoje ali existe foi outrora derrubada para uso intensivo nas atividades mineradoras. Atualmente a vegetação é constituída, em sua maior parte, de Floresta Estacional Semidecidual em diversos estágios de sucessão (Figura 1.4). Existe uma pequena mancha de Cerrado e nas partes mais altas predominam os campos ferruginosos, que possuem formação herbácea e arbustiva característica desenvolvida sobre a *canga* (Jacobi *et al.* 2007). Além dessas fitofisionomias, existem áreas de vegetação fortemente alteradas pelo homem (antigas pastagens e plantações). A reserva está situada a menos de 2 km da Mata do Jambreiro, RPPN que possui 902 ha, sendo que os dois fragmentos

estão separados por uma estrada (MG 030) e uma faixa intensamente urbanizada (Figura 1.2).

Foi elaborada uma análise comparativa das espécies endêmicas e/ou ameaçadas presentes na MSP e em outras cinco Unidades de Conservação do Quadrilátero Ferrífero: Parque Estadual do Itacolomi (PEI), 7.543 ha, Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraça (RPPN Caraça), 11.233 ha, Parque Paredão da Serra do Curral (PPSC), 39 ha, Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA Peti), 605 ha e Parque Estadual do Rola-Moca (PERM), 3.941 ha (Figura 1.1). As comparações foram realizadas a partir de consulta às listas de Ribon (2006), Vasconcelos & Melo-Júnior. (2001) e Vasconcelos *et al.* (2003b), Vasconcelos (2007a), Faria *et al.* (2006) e Vasconcelos (2007b) Hass *et al.* (2005).

Foi realizada uma regressão linear simples para testar se o aumento do número de espécies ameaçadas está relacionado ao aumento da área das seis Unidades de Conservação (UC's). Além disso, foi avaliado por regressão linear múltipla se o número de espécies endêmicas da Mata Atlântica é influenciado pela área das UC e pela longitude de sua localização. A variável longitude é dada pela diferença entre as coordenadas 'x' das cinco reservas mais a leste e a coordenada 'x' da reserva mais a oeste, em UTM (Universal Transversa de Mercator). As regressões foram desenvolvidas com o auxílio do pacote estatístico BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007), sendo realizada análise dos resíduos para avaliar a homogeneidade da variância e normalidade dos escores de Y, a linearidade dos valores observados e a presença de valores externos (Sokal & Rohlf 1995).

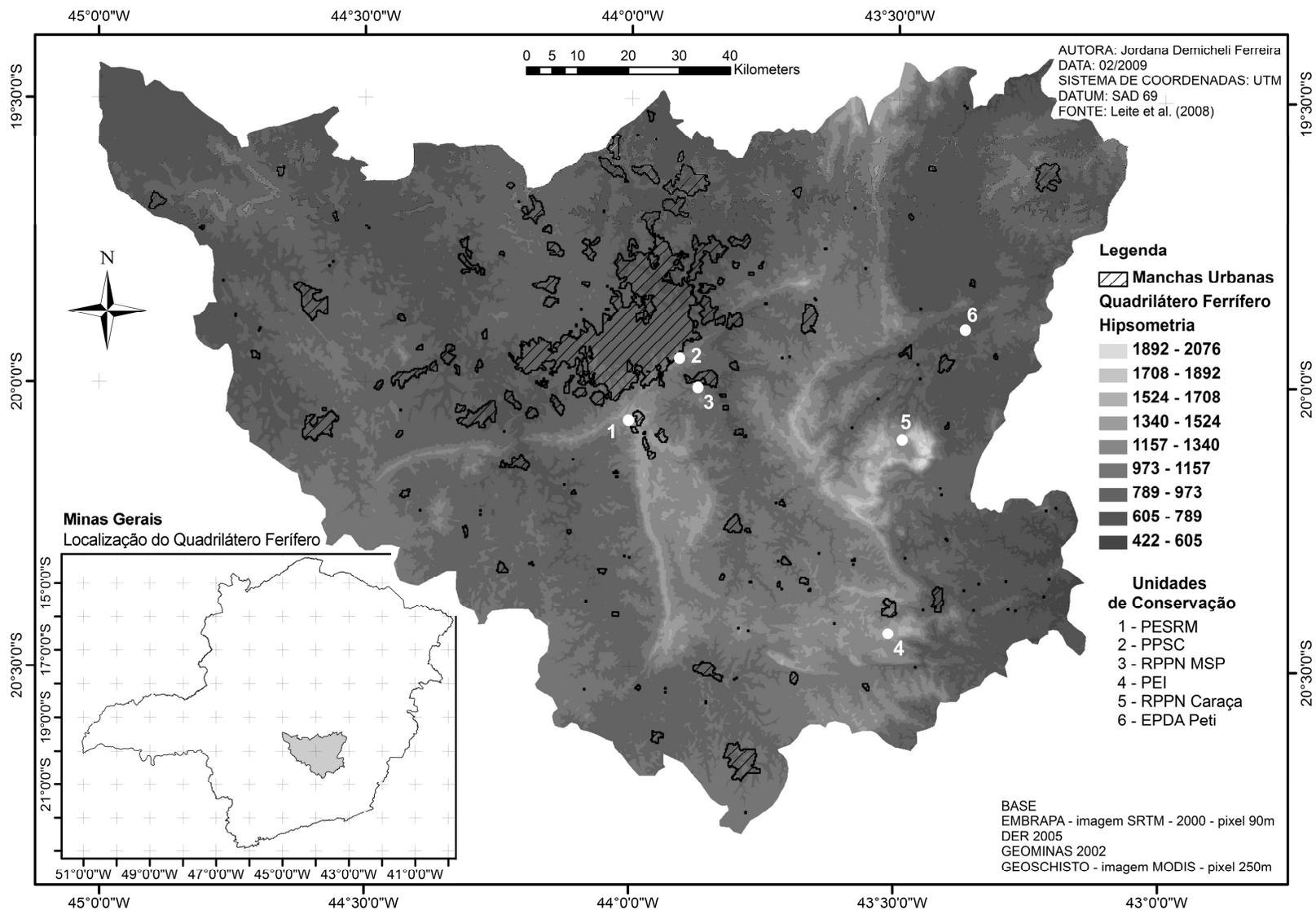


Figura 1.1. Localização da área de estudo (MSP) e das outras cinco unidades de conservação do Quadrilátero Ferrífero, utilizadas na análise comparativa da ocorrência de espécies endêmicas e/ou ameaçadas.



Figura 1.2 Foto aérea da Mata Samuel de Paula (MSP) e entorno: condomínios residenciais, cidade de Nova Lima (NL) e Mata do Jambreiro (MJ).



Figura 1.3. Mata e ribeirão dos Cristais, MSP.

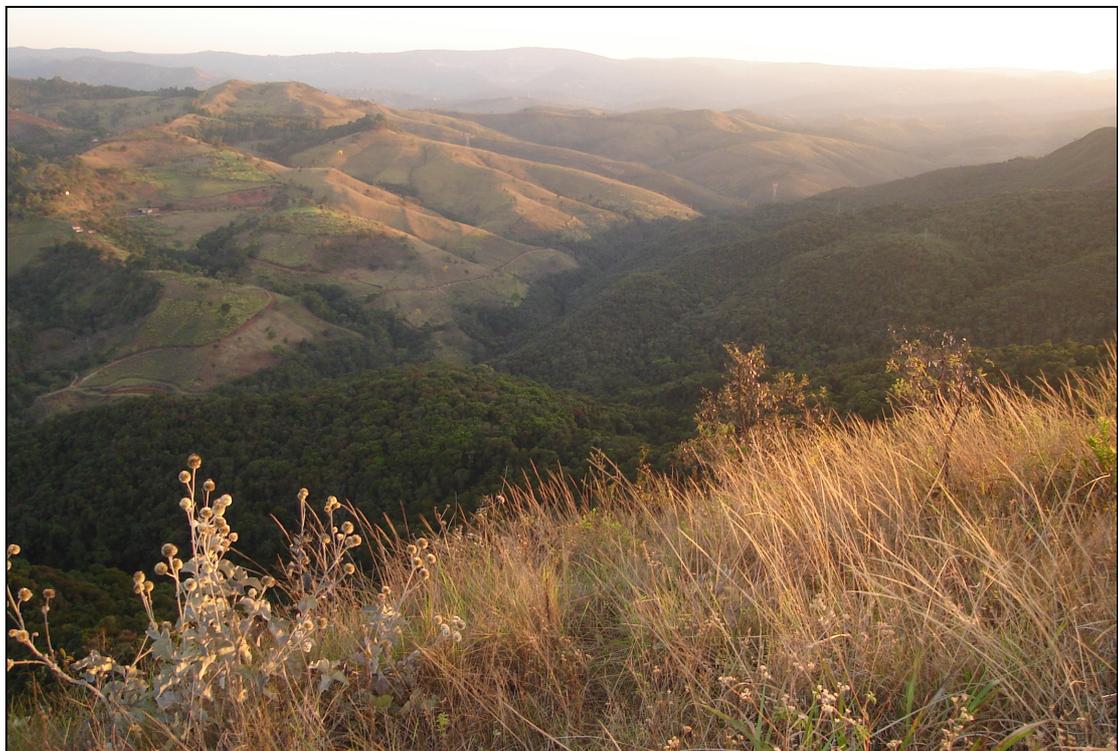


Figura 1.4. Vista para a mata semidecídua a partir de campo ferruginoso, MSP.

2. Inventário

O levantamento de aves da RPPN MSP foi realizado durante um ano, ao longo do qual foram feitas 13 campanhas à reserva, totalizando 236 horas de campo em 33 dias de levantamento. As amostragens se concentraram diariamente entre cinco e 11 horas e entre 15 e 19 horas.

A reserva foi amostrada através de dois métodos: observação audiovisual e captura em redes de neblina. O método audiovisual foi realizado utilizando trilhas e estradas pré-existentes, onde se caminhou anotando as espécies de aves observadas e ouvidas, com o auxílio de binóculos (Nikon 8X40, 8.2°). Eventualmente, foram feitas incursões na mata onde não há trilhas. Espécies crípticas e não identificadas em campo tiveram suas vocalizações registradas por gravadores (Sony TCM-5000EV e HI-MD MZ-RH910) acoplados a microfone unidirecional (Sennheiser ME-66). Posteriormente, acervos de vocalizações de aves foram consultados para a confirmação da identidade dessas espécies (Gonzaga & Castiglioni s.d., Vielliard 1995, 2002, Xeno-canto 2008). Algumas gravações foram utilizadas para realizar *playback*, método que consiste em reproduzir o canto na direção da ave para que esta se aproxime, possibilitando sua identificação.

As capturas foram realizadas por meio de redes de neblina (de 12 x 2,5 m, com malha de 36 mm) armadas em trilhas estreitas e concentradas na área de mata. Cada indivíduo capturado teve seus dados morfológicos e biológicos coletados conforme protocolos padronizados (IBAMA 1994). As aves eram então soltas no local de captura, após terem sido fotografadas com câmeras digitais (Sony DSC-S40, Canon PowerShot A300 e HP Photosmart 735) e marcadas com anilhas metálicas numeradas cedidas pelo

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres do IBAMA (CEMAVE).

O esforço de captura totalizou 429 horas-rede.

A lista de espécies foi elaborada seguindo classificação e nomenclatura sugeridas pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (2007). A avaliação da situação de endemismo foi baseada em Stotz *et al.* (1996), Silva & Bates (2002) e Vasconcelos *et al.* (2003a) e a de conservação segundo BirdLife International (2000, 2008) e Machado *et al.* (1998). A estimativa de riqueza de espécies de aves da MSP e a curva estimada de acumulação de espécies foram obtidas a partir do método “Jackknife de primeira ordem”, com o auxílio do programa “EstimateS” (Rodrigues *et al.* 2005, Rodrigues & Michellin 2005, Colwell 2006).

A frequência de ocorrência de uma espécie foi definida segundo Rodrigues *et al.* (2005) como “abundante” quando registrada em 75 a 100% das visitas à área; “comum” quando registrada em 50 a 74% das visitas; “escassa” quando verificada em 25 a 49% das visitas. A espécie foi considerada “rara” quando registrada em menos de 24% das visitas, a não ser se observada apenas uma vez, quando foi considerada “ocasional”. Os ambientes em que as espécies ocorrem na reserva foram discriminados como “Área Aberta Degradada”, “Mata”, “Cerrado” e “Campos Ferruginosos”.

A sazonalidade da comunidade de aves na MSP foi avaliada considerando as estações do ano em que cada uma ocorreu na reserva. As espécies foram ainda classificadas quanto à condição migratória: “migrantes austrais” são aqueles que se reproduzem na América do Sul continental e temperada, mas migram para o norte no inverno austral (Chesser 1994); “migrantes neárticos”, são os que não se reproduzem nos trópicos; “migrantes neárticos parciais”, são os que migram para sul no inverno, porém

somente para lugares em que há populações estabelecidas que lá se reproduzam; e “migrantes regionais”, os que realizam migrações sazonais de menor escala (Stotz *et al.* 1996).

Resultados

Foram registradas 159 espécies de aves na MSP, pertencentes a 42 famílias (Anexo I). Dezoito famílias são de aves Não-Passeriformes e 24 de Passeriformes. As famílias melhor representadas são: Tyrannidae (37 espécies), Furnariidae e Thraupidae (11 cada) e Emberizidae e Trochilidae (10 cada). A riqueza de aves estimada para a RPPN foi de $188,06 \pm 7,09$ espécies (Figura 1.5).

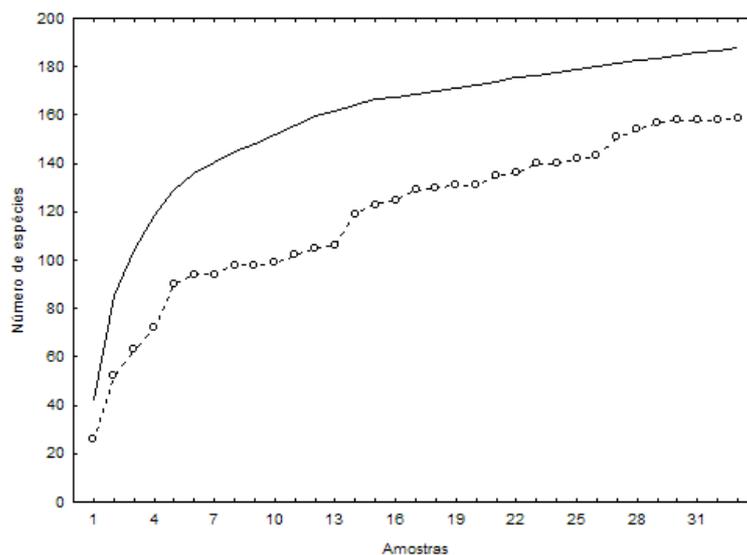


Figura 1.5. Curva do coletor observada mostrando o acúmulo de espécies novas registradas na MSP ao longo das amostragens e curva do coletor estimada pelo método ‘Jackknife’.

Após 429 horas-rede foram capturados 141 indivíduos de 45 espécies que compõem 17 famílias de aves. As espécies que tiveram maior frequência de indivíduos capturados foram *Pyriglena leucoptera* (Vieillot, 1818) (12 indivíduos), *Basileuterus hypoleucus* Bonaparte, 1830 (11), *Conopophaga lineata* (Wied, 1831) e *Trichothraupis melanops* (Vieillot, 1818) (10 indivíduos cada). A família que teve o maior número de espécies capturadas foi Tyrannidae (21 espécies), seguida de Thamnophilidae e Thraupidae (19 espécies cada) e de Parulidae (18).

Foi capturado um indivíduo de *Neopelma pallescens* (Lafresnaye, 1983), registro raro no Quadrilátero Ferrífero. Outro registro da espécie na região foi realizado em EPDA Peti por Faria *et al.* (2006), onde também foram registradas *Neopelma chrysocephalum* (Pelzeln, 1868), coletada por Vasconcelos (2007b) e *Neopelma aurifrons* (Wied, 1831) registrada somente por Carnevalli e colaboradores, antes de a espécie ser revisada (Vasconcelos 2007b). A RPPN Caraça possui registro recente de *N. chrysocephalum* (Pelzeln, 1868) por Vasconcelos e Melo-Júnior (2001), enquanto que *N. pallescens* foi registrada nessa reserva somente por Carnevalli no levantamento realizado em 1980 (Vasconcelos e Melo-Júnior 2001). Em outras áreas do Quadrilátero Ferrífero (PEI, PPSC e PERM) nenhuma espécie desse gênero foi observada.

A avaliação da frequência de ocorrência das espécies de aves na MSP encontrou 18 espécies abundantes, 14 comuns, 35 escassas, 63 raras e 29 ocasionais. Cento e vinte uma espécies foram registradas exclusivamente em um ambiente da reserva; sendo 84 espécies no ambiente “Mata”, 15 em “Área Aberta Degradada”, 17 em “Cerrado” e seis

em “Campos Ferruginosos”. Outras 37 espécies foram encontradas em mais de um hábitat discriminado.

Os registros realizados na MSP detectaram cerca de 37% das espécies em todas as estações do ano, enquanto 26% foram detectadas somente em uma estação; 20% em duas e 16% em três. Das espécies observadas somente em uma estação, 19 ocorreram na primavera, nove no inverno, sete no outono e seis no verão. A primavera foi a estação em que houve detecção de maior número de espécies (117), seguida do inverno (108), do outono (101) e do verão (99).

São conhecidos movimentos de migração para 41 espécies registradas na MSP (26% do total). A maior parte dessas espécies é migrante austral (34). Cinco são migrantes neárticas parciais, uma migrante neártica e outra migrante em escala regional. Algumas das espécies realizam mais de um tipo de migração, sendo consideradas tanto migrantes austrais como neotropicais (seis espécies). Enquanto grande parte das espécies residentes foi registrada em todas as estações (50 espécies compondo 42% das residentes), somente 24% das migratórias (10 espécies) foram registradas em todas as estações. Setenta e seis por cento das espécies migratórias não foram detectadas em todas as estações na MSP. Alguns exemplos de espécies registradas nessa reserva que realizam movimentos migratórios estão dispostos abaixo:

Vireo olivaceus (Linnaeus, 1766) (Vireonidae). Espécie migrante do neártico, que não se reproduz nos trópicos. Sua área de invernada é inteiramente ou quase que inteiramente neotropical. *Vireo olivaceus* também é classificado como migrante austral (Stotz *et al.* 1996). Na MSP, a espécie foi registrada por gravação e captura de agosto a janeiro.

Turdus subalaris (Seebohm, 1887) (Turdidae). Espécie migrante austral. Possui população cisandina migratória, que se reproduz em São Paulo, Rio Grande do Sul, Argentina e fronteira do Paraguai. As áreas de invernada da população migrante são borda sul da Floresta Amazônica, porém suas rotas de migração são desconhecidas. Movimenta-se apenas na mata ciliar, onde se alimenta de frutos (Alves 2007). Um indivíduo de *T.subalaris* foi registrado por observação no dia 14 de setembro de 2005 na mata ciliar do ribeirão dos Cristais. Em Minas Gerais há registros entre maio e setembro (Alves 2007).

Haplospiza unicolor Cabanis, 1851 (Emberizidae). Espécie endêmica da Mata Atlântica que realiza movimentos regionais em função da disponibilidade de recurso. Dependente de sementes de bambu, desloca-se por grandes distâncias entre pontos de floração ou frutificação dessas gramíneas (Olmos 1996). Na MSP somente um indivíduo da espécie foi registrado por gravação apenas no dia 20 de julho de 2006, no interior da mata.

Foram registradas na MSP 29 espécies endêmicas da Mata Atlântica, três espécies endêmicas do Cerrado (tapaculo-de-colarinho *Melanopareia torquata* (Wied, 1831), gralha-do-campo *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823) e capacetinho-do-oco-do-pau *Poospiza cinerea* Bonaparte, 1850) e uma espécie endêmica dos topos de montanhas do sudeste do Brasil (rabo-mole-da-serra *Embernagra longicauda* Strickland, 1844) (Anexo I). *Melanopareia torquata* (Melanopareiidae) foi frequentemente registrada nas áreas de campos ferruginosos da MSP. A vocalização de *C. cristatellus* (Corvidae) foi escutada e gravada várias vezes na MSP, nas bordas da mata. Essa espécie tem sido

freqüentemente observada em áreas desmatadas e está expandindo sua área de vida para locais onde a floresta foi substituída por áreas abertas (Lopes 2008).

Entre as espécies endêmicas registradas na MSP, quatro constam em listas de espécies ameaçadas de extinção:

Campephilus robustus (Lichtenstein, 1818) (Picidae). O pica-pau-rei, endêmico da Mata Atlântica, é considerado em perigo de extinção em Minas Gerais pela acelerada destruição de seu hábitat, alto grau de dependência de ambientes florestais e por possuir populações isoladas. O desmatamento e extração de madeira é a maior ameaça para essa espécie, que necessita de árvores de grande porte, mais velhas e de troncos grossos para a reprodução (Machado *et al.* 1998). O pica-pau-rei foi visto em uma árvore alta da MSP e teve sua vocalização gravada no dia 14 de fevereiro de 2006.

Scytalopus indigoticus (Wied, 1831) (Rhinocryptidae). O macuquinho é endêmico da Mata Atlântica e considerado globalmente quase-ameaçado de extinção, já que seu hábitat sofre acelerado desmatamento e fragmentação (BirdLife International 2000, 2008). A espécie foi registrada em três locais diferentes do interior da mata a partir de sua vocalização, que foi gravada (uma vez no dia 14 de dezembro de 2005 e duas vezes no dia 18 de setembro de 2006).

Poospiza cinerea (Emberizidae). É considerada vulnerável a nível global (BirdLife International 2008) e em Minas Gerais (Machado *et al.* 1998), devido a grande perda de hábitat e degradação que ocorrem no Cerrado. Além disso, a espécie apresenta baixa densidade populacional, fator que pode se tornar limitante e significativo para seu processo de extinção (Machado *et al.* 1998). O capacetinho-do-oco-do-pau foi observado apenas uma vez (em 22 de abril de 2006) na encosta do Morro do Elefante adjacente ao

condomínio residencial Quintas do Sol, onde se desenvolve vegetação campestre do Cerrado.

Embernagra longicauda (Emberizidae). Espécie considerada globalmente quase-ameaçada de extinção, por sofrer grande perda de hábitat (BirdLife International 2000, 2008). As vocalizações do rabo-mole-da-serra foram gravadas e podem ser ouvidas freqüentemente nos campos ferruginosos da MSP, acima de 900 m de altitude.

A análise comparativa das Unidades de Conservação MSP, PEI, RPPN Caraça, EPDA Peti, PPSC e PESRM indica que, juntas, possuem registro e 83 espécies de aves endêmicas (Tabela 1.1). O resultado da regressão linear múltipla é que o número de espécies endêmicas da Mata Atlântica nas UC's analisadas cresce com a área da reserva e com a diminuição da longitude ($F = 14,4060$; $R^2 = 0,9057$; $p = 0,0283$), sendo 91% da variação do número de espécies ameaçadas explicado pelas variáveis preditivas (área e longitude).

Tabela 1.1. Número de espécies endêmicas registradas nas seis Unidades de Conservação do Quadrilátero Ferrífero.

Número de espécies	Unidades de conservação						Total
	PESRM	PPSC	MSP	PEI	RPPN Caraça	EPDA Peti	
Endêmicas ATL	18	11	28	57	59	37	73
Endêmicas CE	5	4	3	2	5	2	8
Endêmicas TM	2	2	1	2	2	1	2

O resultado da regressão linear simples indica que o número de espécies ameaçadas cresce com a área das UC's ($F = 21,3522$; $R^2 = 0,8422$; $p = 0,0111$), sendo que a variável preditiva (área) explica 82% da variação do número de espécies ameaçadas (Figura 1.6.).

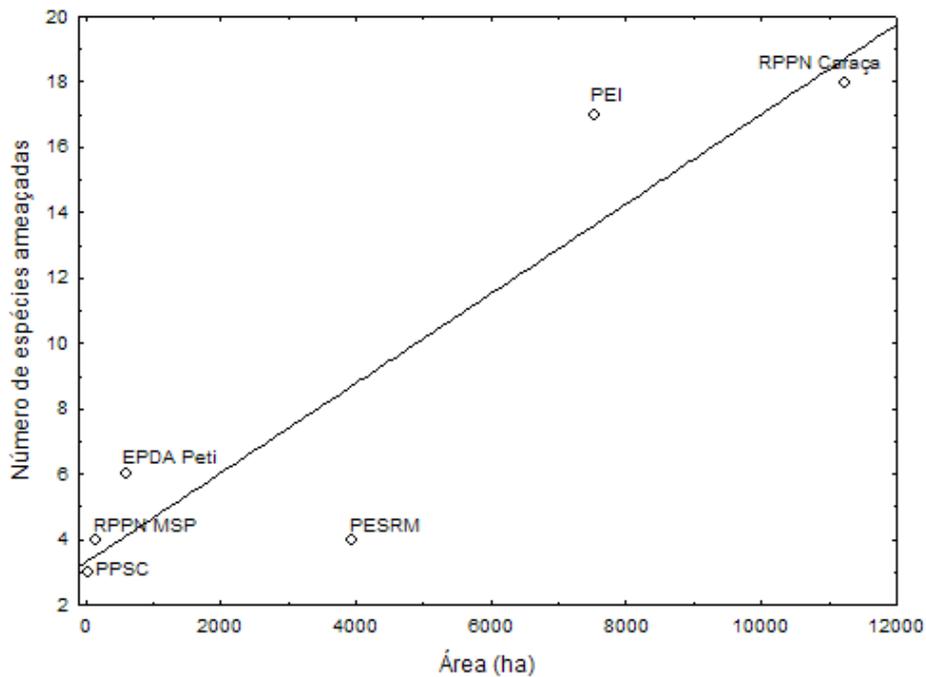


Figura 1.6. Relação entre número de espécies ameaçadas e área das Unidades de Conservação avaliadas. A regressão linear é significativa ($F = 18,6275$; $R^2 = 0,8232$; $p = 0,0137$). Parque Paredão da Serra do Curral (PPSC), 39 ha; Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata Samuel de Paula (RPPN MSP), 147,83 ha; Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA Peti), 605 ha; Parque Estadual do Rola-Moca (PERM), 3.941 ha; Parque Estadual do Itacolomi (PEI), 7.543 ha; Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraça (RPPN Caraça), 11.233 ha.

Discussão

A área de estudo se localiza na região de transição de dois biomas extremamente ameaçados, onde os levantamentos de avifauna são escassos e muitas vezes não são publicados. Falta também à maioria dos trabalhos existentes a realização de métodos que forneçam estimativas de riqueza de espécies. Essas informações são essenciais para que comparações da biodiversidade entre diferentes fragmentos sejam plausíveis. A escassez de inventários de aves publicados em Minas Gerais explicita a importância de novos levantamentos na região, para que seja ampliado o conhecimento da avifauna do Quadrilátero Ferrífero, e suas relações biogeográficas com outras regiões.

O ambiente da MSP que apresentou maior riqueza de aves foi a “Mata”, onde foram registradas com exclusividade 84 espécies, o que indica dependência florestal de grande parte da comunidade de aves presente na reserva. A maior riqueza desse hábitat pode estar relacionada à extensão da área florestal, que ocupa grande parte da MSP. Além disso, as matas provavelmente possuem maior heterogeneidade espacial. Hábitats estruturalmente mais complexos oferecem uma quantidade maior de micro-hábitats que os mais simples (MacArthur & MacArthur 1961, MacArthur *et al.* 1962, August 1983), suportando assim uma quantidade maior de espécies por existirem mais modos de explorar esses microhábitats (Pianka 2000).

Muitas espécies foram encontradas com exclusividade em “Área Aberta Degradada”, “Cerrado” e “Campos Ferruginosos”, mostrando que esses ambientes estão contribuindo para a diversidade beta da reserva. Os campos ferruginosos apresentaram a menor riqueza de espécies de aves da MSP, provavelmente devido às condições extremas

enfrentadas nesse ambiente, além da pequena área que ocupa. Os campos ferruginosos são encontrados nas maiores altitudes da reserva (~ 1200 m) e em terreno extremamente acidentado. As condições edafo-climáticas desse ambiente são severas, ocorrendo alta radiação solar, variação termal diária do substrato que pode alcançar 45°C, rápida perda de água e solo pobre com alta concentração de metais pesados (Jacobi *et al.* 2007). Apesar da baixa diversidade de aves, várias das espécies registradas foram observadas exclusivamente nesse ambiente, o que reforça a importância de uma Unidade de Conservação abranger os diversos habitats de uma região.

Em relação à frequência de ocorrência das aves registradas na MSP, foram observadas poucas espécies abundantes e comuns e muitas raras e ocasionais; proporção que segue o esperado tanto em ambientes florestais tropicais (Janzen 1980, Begon *et al.* 1996), quanto em áreas do Cerrado (Macedo 2002).

A ausência sazonal de uma espécie num local ou região é um dos principais indicadores de migração. De fato, a grande maioria das espécies migratórias registradas na MSP não foi registrada em uma ou mais estações. No entanto, a falta de registro de algumas espécies pode estar relacionada à baixa atividade ou à raridade das aves, e não a movimentos migratórios. Outro fator que dificulta o estudo desses movimentos é a migração de somente alguns indivíduos da população, pois podem obscurecer a detecção de movimentos migratórios, já que a espécie continua sendo registrada apesar da migração de parte da população. Por isso, para detectar e estudar movimentos de migração é importante que sejam realizados estudos de longo prazo, que permitam verificar flutuações anuais e espécies de ocorrência supra-anual (Alves 2007). Houve muitos registros exclusivos de espécies em todas as estações, revelando a importância da

amostragem abranger todas elas. Por exemplo, espécies migratórias como *H. unicolor* e *T. subalaris* não seriam registradas se o mês em que apareceram na reserva não fosse amostrado.

Recentemente, vários estudos levantaram uma preocupação especial com a conservação de espécies migratórias, sugerindo que a dependência de dois sítios de vida distintos (o hábitat onde se reproduz e o local de invernada) aumenta as chances de extinção. Isso foi principalmente debatido para espécies migratórias neárticas, por causa da grande degradação ambiental que ocorre na América do Sul, onde essas espécies passam a invernada. No entanto, as espécies migratórias neárticas, o que é válido também para asaustrais, possuem larga distribuição geográfica e ampla tolerância de hábitat se comparadas às espécies residentes. Por isso, seu risco de extinção é provavelmente menor do que das residentes. Assim, Stotz *et al.* (1996) sugerem que os esforços conservacionistas devam estar voltados principalmente para as espécies residentes.

Espécies que realizam migração local ou regional na América do Sul também possuem poucos representantes ameaçados, com exceção das dependentes da floração do bambu. A característica irregular na produção de sementes por certas espécies de bambus faz com que mesmo as florestas neotropicais conservadas apresentem um recurso esparso para essas aves (Janzen 1976). A fragmentação aumenta dramaticamente a distância entre as manchas de recursos e torna a floração mais rara e menos previsível, ameaçando certas espécies dependentes da floração dessas plantas. Qualquer espécie que tenha baixa tolerância a hábitats fragmentados provavelmente é mais susceptível aos efeitos da fragmentação se realiza movimentos sazonais (Stotz *et al.* 1996). *H. unicolor*, registrada na MSP, está citada entre as especialistas em sementes de bambu que correm maior risco

de extinção. Essa espécie possui registros também em PEI e RPPN Caraça, sendo que na última localidade foi observada grande concentração de indivíduos em época de frutificação da taquara *Chusquea attenuata* (Vasconcelos *et al.* 2005).

As espécies mais capturadas na MSP foram *P. leucoptera*, *B. hypoleucus*, *C. lineata* e *T. melanops*. No levantamento de aves realizado na EPDA Peti (altitude média de 800 m) a espécie mais capturada também foi *P. leucoptera*, e a terceira mais capturada foi *B. hypoleucus* (Faria *et al.* 2006). *Platyrinchus mystaceus* Vieillot, 1818 foi a segunda espécie com mais capturas na EPDA Peti. No entanto, na MSP essa espécie foi capturada somente duas vezes. Outro estudo feito em fragmentos de Mata Atlântica a leste do Quadrilátero revelou que as áreas amostradas de maiores altitudes e mais próximas a Peti e MSP, tiveram maior semelhança de indivíduos capturados. A área denominada “Nova Era” (500 ha, 800 m) teve como espécies mais capturadas *P. leucoptera*, seguida de *P. mystaceus* e *Chiroxiphia caudata* (Shaw & Nodder, 1793) e a área denominada “Antônio Dias” (300 ha, 750 m), *P. leucoptera*, seguida de *T. melanops* e *C. lineata*.

As outras áreas amostradas, mais distantes e com menor média altitudinal, Caratinga (880 ha e 480 m) e Parque Estadual do Rio Doce (35.000 ha e 450 m), não tiveram essas espécies entre as capturadas, a não ser um único indivíduo de *T. melanops* capturado na última localidade (Machado & Fonseca 2000). Assim, *Pyriglena leucoptera* foi a mais abundante entre as espécies amostradas por meio de capturas nos quatro fragmentos de maiores altitudes (MSP, EPDA Peti, “Nova Era” e “Antônio Dias”). Willis (1979) não observou essa espécie em fragmentos menores que 300 ha, em uma região onde ela ocorre em fragmentos maiores, e associou esse fato a ausência de formigas de correição nas áreas pequenas. Por outro lado, a espécie *P. leucoptera* foi registrada na

MSP com abundância, apesar de possuir somente 147 ha e de não terem sido observadas formigas de correição na área.

Existem registros nas seis áreas analisadas de 25 espécies ameaçadas de extinção, das quais 18 são endêmicas, sendo 14 da Mata Atlântica, três do Cerrado e uma dos topos de montanha do sudeste do Brasil. Mais da metade das espécies ameaçadas (14) foi registrada somente em uma UC. Dentre as presentes na MSP, *C. robustus*, que é também endêmica da Mata Atlântica, possui registro exclusivo nessa reserva, *S.indigoticus* foi registrada também em PEI, EPDA Peti e RPPN Caraça, *P. cinerea* foi registrada também em RPPN Caraça e PPSC, e *E. longicauda* está presente em todas as UC's aqui analisadas. As espécies ameaçadas observadas na MSP representam somente 16% do total de ameaçadas registradas nas seis UC's juntas.

O fato de grande parte das espécies ameaçadas estarem exclusivamente em uma reserva explícita que criação de áreas protegidas deve ser planejada de modo a abranger diferentes ambientes da região. A área da reserva parece ser ainda mais importante para a preservação das espécies ameaçadas, já que 79% dessas ocorrem somente nas maiores reservas. O parâmetro área possui reconhecida importância na persistência das espécies de aves em ambientes fragmentados (Karr 1982, Stratford & Stouffer 1999, Uezu et al. 2005), cada vez mais frequentes com o avanço da modificação da terra para uso humano. O presente estudo mostra que o número de espécies ameaçadas é maior quanto maior a área das reservas analisadas, efeito esperado pela relação espécie-área (MacArthur & Wilson 1963).

Grande parte das espécies ameaçadas foi registrada somente nas maiores reservas, reafirmando que pequenas UC's são incapazes de proteger toda a biodiversidade da

região, sugerindo que a proteção de grandes áreas é indispensável para a conservação efetiva das espécies e que deve ser, portanto, priorizada.

O número de espécies ameaçadas do PESRM demonstrou o maior valor de resíduo da regressão linear simples, apresentando menos espécies do que o esperado de acordo com seu tamanho. Isso pode ser reflexo do pequeno esforço de amostragem do levantamento, realizado em uma avaliação ecológica rápida por nove dias consecutivos, para o plano de manejo do parque (Hass et al. 2005). Existem acentuadas diferenças entre os esforços amostrais dos inventários, que certamente influenciam os resultados e devem ser lembradas em suas análises. Inventários com amostragens pequenas frequentemente possuem curvas de acumulação de espécies que não apresentam assíntota óbvia, indicando que várias espécies não foram detectadas. Isso dificulta a comparação da riqueza de espécies a outros locais, sendo aconselhável o uso de estimadores para reduzir o efeito do tamanho da amostragem (Colwell & Coddigton 1994).

A ocorrência de espécies ameaçadas nas UC's citadas indica que essas reservas fazem parte de suas áreas de vida, sendo úteis para os esforços de conservação das mesmas. No entanto, são necessários estudos demográficos e de densidade populacional das espécies para se estar seguro de que as populações são realmente viáveis e poderão persistir por longo tempo no local. A MSP, por exemplo, é uma área fragmentada e pequena, as populações podem estar com tamanho reduzido, o que as tornam mais sujeitas à extinção pelos efeitos da perda de variabilidade genética, variações demográficas e aleatoriedade ambiental (Pimm *et al.* 1988). Porém, próximo à MSP existe uma porção maior de mata protegida (RPPN Mata do Jambreiro, 902 ha). Apesar

de também ser uma área fragmentada, provavelmente essa reserva contribui para o fluxo gênico de algumas espécies, reduzindo os efeitos da fragmentação.

Por outro lado, durante o estudo, uma área não protegida adjacente a MSP começou a sofrer um processo de urbanização, sendo transformada em condomínio residencial. Parte do terreno destinada ao condomínio era composta de ambiente florestal contíguo à mata em estudo e se localiza entre a MSP e a Mata do Jambreiro. Assim, a alteração dessa área deve aumentar o isolamento das reservas.

As UC's que mais estão contribuindo para conservação das aves no Quadrilátero Ferrífero são o PEI e a RPPN Caraça, que abrigam a maior parte das espécies endêmicas, ameaçadas e exclusivas de uma UC, dentre as analisadas. Essas duas UC's são as que possuem maior área e isso provavelmente está favorecendo a diversidade e preservação das espécies.

O inventário registrou na MSP, além de uma espécie restrita aos topos de montanha do sudeste do Brasil, quatro exclusivas do Cerrado, o que perfaz 14,3% das 28 espécies endêmicas deste domínio (Silva & Bates 2002, Vasconcelos *et al.* 2003a). O estudo revelou também na MSP 29 espécies exclusivas da Mata Atlântica, o que equivale a 14,6% das 199 espécies endêmicas do bioma (Stotz *et al.* 1996).

As seis UC's analisadas (MSP, PEI, RPPN Caraça, EPDA Peti, PERM e PPSC) apresentam espécies endêmicas da Mata Atlântica e do Cerrado, reflexo do caráter ecotonal da região. Foram registradas 73 espécies endêmicas da Mata Atlântica, sendo 20 restritas a somente uma das unidades, oito espécies endêmicas do Cerrado, sendo três registradas somente em uma dessas áreas e duas espécies endêmicas dos topos de montanhas do sudeste do Brasil (Anexo 2).

As espécies endêmicas estão mais gravemente sujeitas à extinção do que as demais, já que há extinção global quando a espécie desaparece do bioma em que ocorre em decorrência da restrição de seu hábitat (Pimm & Askins 1995). Esses registros sugerem a importância dessas Unidades de Conservação na preservação de espécies restritas a dois biomas brasileiros prioritários para conservação.

A taxa de endemismo da Mata Atlântica é um dos maiores do planeta, enquanto que no Cerrado existe número relativamente baixo de espécies endêmicas (Myers et al. 2000). Isso é refletido na composição de espécies endêmicas das UC's analisadas, onde o número de espécies restritas à Mata Atlântica é superior ao do Cerrado.

A análise comparativa das seis UC's demonstra que a composição das espécies está relacionada não só ao tamanho, mas, também à localização das UC's. Observa-se que o PESRM e o PPSC possuem poucas espécies endêmicas da Mata Atlântica se comparados às UC's localizadas mais a leste. Por outro lado, juntos apresentam seis das oito espécies endêmicas do Cerrado e as duas espécies endêmicas dos topos de montanha do sudeste do Brasil. EPDA Peti, PEI e RPPN Caraça, localizadas mais a leste, apresentam mais espécies endêmicas da Mata Atlântica, sendo que as duas últimas (áreas maiores) possuem os maiores números de endemismo entre as seis UC's. O PESRM e o PPSC estão mais a oeste, mais distantes do centro de distribuição da Mata Atlântica e mais próximos do centro de distribuição do Cerrado, e apresentam conseqüentemente e em proporção mais espécies endêmicas do Cerrado. EPDA PETI, PEI e RPPN Caraça, localizadas a leste dessas, apresentam em proporção mais espécies endêmicas da Mata Atlântica, sendo que as duas últimas (as áreas maiores) apresentam os maiores números de endemismo e ameaçadas entre as seis UC's.

O presente estudo enriquece o conhecimento da avifauna do Estado de Minas Gerais, tanto do domínio do Cerrado quanto da Mata Atlântica, e especificamente do Quadrilátero Ferrífero. Esta região sofre uma grande pressão econômica e está sendo rapidamente transformada pela urbanização e mineração (Jacobi & Carmo 2008).

Os campos ferruginosos são especialmente ameaçados, pois são associados a solos de alta qualidade mineral e constituem um ambiente bastante localizado, sendo encontrados em Minas Gerais principalmente no Quadrilátero Ferrífero e, em menores quantidades nas regiões de Serro e Capelinha. No resto do Brasil, são encontrados em Carajás, no Pará, onde também ocorre extração de minério (Jacobi & Carmo 2008) e em Corumbá, no Mato Grosso do Sul (Castro 2008). A MSP protege somente uma pequena área de campos ferruginosos, sendo a maior parte da reserva constituída por mata, e são poucas as Unidades de Conservação que os incluem. Cerca de 90% das áreas que possuem campos ferruginosos têm direitos minerários concedidos a indústrias e a demanda de minério só tende a crescer (Jacobi & Carmo 2008). Além desse ambiente peculiar existem no QF áreas consideráveis de Cerrado e Mata Atlântica, prioritárias a conservação.

As acentuadas pressões econômicas e demográficas exercidas na região tornam urgentes as ações para preservar a região do QF. O levantamento efetivo de espécies, abrangendo todas as fitofisionomias e estações do ano, é uma das medidas conservacionistas sugeridas, pois fornece base para um planejamento eficiente de novas UC's.

CAPÍTULO 2

EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT NA COMUNIDADE AVES DE UM REMANESCENTE FLORESTAL DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO

Introdução

O modelo atual de desenvolvimento pouco considera as questões ambientais e inevitavelmente conduz à crescente destruição de habitat. Na contramão desse desenvolvimento está, imperativa, a necessidade de conservar a biodiversidade. Um dos objetivos da biologia conservacionista é entender as dinâmicas de extinção, para encontrar meios de, se não evitar a perda de espécies pela degradação ambiental, ao menos minimizá-la (Sieving & Karr 1997).

Entre os resultados da perda de habitat observados na paisagem está à formação de fragmentos do ambiente natural, isolados uns dos outros, desenho que levou à associação dessas áreas a ilhas. Tal analogia fez com que o estudo da fragmentação, tema de muitos trabalhos conservacionista, se baseasse, sobretudo, na teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967). Essa abordagem gerou infindáveis discussões sobre o

melhor desenho para unidades de conservação, fundamentada nos processos dinâmicos de metapopulações discutidos por MacArthur e Wilson (Simberloff & Abele 1982).

A fragmentação produz diversas conseqüências negativas, complexas e sinérgicas no ambiente (Guiraud *et al.* 2008) e é considerada como a causa mais importante de perda de biodiversidade na região Neotropical (Bierregaard & Lovejoy 1989). O empobrecimento de espécies tem sido observado para diferentes táxons em fragmentos tropicais (Laurance & Bierregaard 1997).

A diminuição da riqueza causada pela fragmentação foi muito estudada a partir da relação espécie-área (Preston 1962), que não leva em conta as diferenças intrínsecas das espécies e seus requerimentos, mas fornece uma estimativa quantitativa das espécies perdidas quando se diminui uma área. Essa relação está vinculada à mais simples explicação para descrever o efeito da fragmentação de habitat: que a composição de espécies em pequenos fragmentos é uma amostra aleatória da composição em fragmentos grandes (Connor & McCoy 1979, Haila 1983). Essa explicação, chamada de ‘hipótese da amostra aleatória’, pressupõe que toda espécie possui a mesma chance de se extinguir, sendo a extinção local resultado apenas da perda de habitat (Adrén 1996). Essa hipótese nega, portanto, a influência dos diferentes habitats, populações e processos biológicos na estruturação e composição da comunidade.

Outra conjectura considera que as espécies são afetadas de forma desigual, em decorrência de suas particularidades ecológicas (Willis 1979). Sob esse enfoque, os recursos, determinantes na estruturação da comunidade, são modificados de forma desigual quando ocorrem distúrbios como a fragmentação e a extração de madeira. Assim, acredita-se que as modificações causadas pelo homem no ambiente afetem as

espécies diferentemente, conforme seus atributos e requerimentos biológicos, tornando algumas mais sujeitas à extinção do que outras.

A destruição da Mata Atlântica atingiu níveis críticos, sendo reduzida a 7% de sua área de cobertura original, estando altamente fragmentada (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008). Esse domínio possui uma das maiores taxas de endemismo de plantas e de vertebrados do planeta (Myers *et al.* 2000). Em relação à avifauna, a Mata Atlântica contém 75,6% das espécies de aves ameaçadas e endêmicas do Brasil, sendo considerada o bioma o mais crítico para a conservação de aves nesse país (Marini & Garcia 2005).

No centro-sul de Minas Gerais, na área de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado encontra-se o Quadrilátero Ferrífero (QF). A região está severamente sujeita ao impacto humano por guardar uma das maiores fontes minerais do planeta, sendo palco de intensa atividade mineradora, e pela alta densidade populacional, que promove crescente urbanização. Assim, a situação do QF é das piores, já que as áreas de campo rupestre sobre canga e os remanescentes de Mata Atlântica e de Cerrado estão fadados a sofrer os efeitos da mineração e da urbanização. Observando as áreas potenciais para a mineração e o crescimento urbano, presume-se que as áreas que serão poupadas ficarão isoladas por uma matriz de permeabilidade extremamente baixa (urbana ou formadas por cavas, barragens de rejeitos e depósitos de estéril). Por outro lado, o precioso valor econômico do solo, que provoca uma situação conflituosa com a conservação, pode oferecer a oportunidade de se fazer as cobranças devidas de medidas compensatórias e exigir medidas mitigadoras que possam diminuir o prejuízo ecológico.

As aves compõem o grupo taxonômico melhor estudado na investigação dos efeitos da fragmentação tropical (Turner 1996) e têm importante papel no ecossistema de

florestas tropicais. As aves participam de processos ecológicos essenciais, tais como: a dispersão e a quebra de dormência de sementes, aumentando o fluxo gênico e promovendo a recolonização e a restauração de ambientes perturbados; a polinização, promovendo a reprodução de muitas espécies de plantas; a predação de roedores e insetos, contribuindo para o controle de suas populações (Sekercioglu *et al.* 2004). Essas características fazem das aves uma ótima ferramenta para se estudar as respostas da fauna diante da fragmentação (Bierregaard & Stouffer 1997), sendo adotadas como modelo no presente estudo. O cenário é a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mata Samuel de Paula (MSP), fragmento principalmente florestal, pequeno e isolado, situado no QF.

A perda de biodiversidade de aves decorrente da fragmentação tem sido relatada desde o século passado por diversos estudos em todo o mundo. Poucos deles contam com inventários anteriores à fragmentação que permitem a comparação da riqueza antes e depois do isolamento. Um exemplo é o estudo de Leck (1979) que aponta a perda de 25 espécies em cinco anos de isolamento de uma área de 87 ha, em uma floresta do Equador. Outro é fornecido por Kattan (1994) que verificou a ausência de quase de um terço das espécies registradas em 1911, em um fragmento de floresta montana (~700 ha) nos Andes colombianos, 80 anos depois do primeiro levantamento. No Brasil, grande parte da investigação sobre a avifauna e fragmentação foi realizada perto de Manaus, na Amazônia, pelo projeto conhecido como ‘Biological Dynamics of Forest Fragments’. Esse projeto teve a oportunidade de avaliar a riqueza, a abundância e monitorar as populações em uma série de réplicas de fragmentos de 1, 10, 100 e 1.000 ha, realizando capturas antes e depois de isolados (Bierregaard *et al.* 1992). De cunho multidisciplinar, o

projeto teve estudos paralelos de outros grupos como árvores de dossel, insetos de serrapilheira e mamíferos não-voadores e uma avaliação de mudanças microclimáticas, o que permitiu uma boa base para formulação de hipóteses e discussão. Apesar do grande número de informações fornecidas pelo 'Biological Dynamics of Forest Fragments', os estudos são localizados e outros ambientes provavelmente acarretam respostas diferentes.

Alternativamente, quando não existem levantamentos de espécies anteriores à fragmentação, como ocorre na imensa maioria das vezes, os estudos de perda de biodiversidade são realizados comparando-se a comunidade da área fragmentada à de uma área mais preservada adjacente com características similares; ou comparando-se a comunidade de fragmentos de diferentes tamanhos. Um exemplo para avifauna é o estudo de Giraud *et al.* (2008) que comparou as comunidades de 25 fragmentos pequenos (3 a 99 ha) e quatro grandes (6.500 a 33.100 ha), na Mata Atlântica argentina, encontrando diferença significativa entre a riqueza de espécies de aves dos fragmentos pequenos e grandes, sendo que 29 espécies são exclusivas dos últimos. O trabalho clássico e pioneiro de Willis (1979) é um exemplo desse tipo de estudo feito no Brasil, que comparou as aves florestais de fragmentos de 21, 250 e 1.400 ha, em São Paulo, encontrando riqueza de, respectivamente, 93, 46 e 202 espécies.

Os resultados obtidos pelos trabalhos sobre os efeitos da fragmentação na biota indicam mais do que uma simples diminuição da riqueza: que existem propriedades intrínsecas das espécies determinantes na propensão à extinção e que, associadas às feições dos ambientes fragmentados, resultam em respostas diferenciadas à fragmentação. Por isso, a biologia conservacionista começou, posteriormente, a se

preocupar em tratar as espécies considerando suas propriedades ecológicas frente aos efeitos abióticos da fragmentação (Andersen *et al.* 1997).

As características biológicas que elevam a chance de extinção incluem tamanho de corpo grande (Willis 1974, Leck 1979, Terborgh & Winter 1980, Karr 1982, Gillespie 2001), mobilidade restrita (Diamond *et al.* 1981, Sekercioglu *et al.* 2002), pequeno tamanho populacional (Karr 1982, Diamond *et al.* 1987, Pimm *et al.* 1988, Turner 1996), padrões especializados no uso de recursos (Leck 1979, Willis 1979, Lovejoy *et al.* 1986, Bierregaard & Lovejoy 1989, Bierregaard *et al.* 1992, Kattan *et al.* 1994, Christiansen & Pitter 1997, Gillespie 2001), baixa tolerância a matriz (Diamond *et al.* 1987, Bierregaard *et al.* 1992, Bierregaard & Stouffer 1997), baixa taxa de sobrevivência anual (Karr 1990a, Sieving & Karr 1997), baixa fecundidade (Sieving & Karr 1997), alta variabilidade populacional (Karr 1990b), forrageamento e nidificação terrestres (Terborgh 1974, Willis 1979, Karr 1982, Lovejoy *et al.* 1986, Stouffer & Bierregaard 1995), especificidade de habitat e preferência florestal (Diamond *et al.* 1987, Newmark 1991, Kattan *et al.* 1994, Gillespie 2001), baixa flexibilidade no uso de estrato de forrageamento (Ribon *et al.* 2003, Uezu 2006), participação em bandos mistos (Maldonado-Coelho & Marini 2004).

As características ambientais que, associadas às características intrínsecas das espécies, podem levá-las à extinção local incluem área pequena (Faaborg 1979, Lovejoy *et al.* 1986; Bierregaard & Lovejoy 1989), isolamento (Opdam *et al.* 1984, Hass 1995) e aumento das populações de mesopredadores (Terborgh 1974), comuns em ambientes fragmentados.

Além disso, a ausência de algumas espécies pode estar ligada a diferenças inerentes dos habitats e à distribuição geográfica das espécies. A existência de uma ampla

colecção de fatores que pode determinar a presença ou ausência das espécies dificulta as análises. Por esse mesmo motivo, os resultados de estudos sobre os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade variam bastante, refletindo a complexidade do meio ambiente e das relações ecológicas.

O presente trabalho pretende identificar características que elevam a chance de extinção de aves na MSP. Para isso, procura testar a hipótese nula de que não há diferença de resposta à fragmentação entre as classes de espécies de aves com características biológicas distintas. Conduzido por essa hipótese nula, o presente capítulo busca repostas para cinco perguntas: A ausência de algumas espécies tem relação com (1) a guilda a qual pertencem? (2) com seus estados de raridade? (3) com os tipos de habitat por elas usados? (4) com os estratos por elas utilizados? (5) com suas situações de endemismo?

São levantadas as seguintes hipóteses: na MSP, fragmento pequeno, algumas guildas são mais propensas a estarem depauperadas do que outras; aves abundantes possuem maior chance de persistirem; aves encontradas na borda ou em áreas secundárias são menos suscetíveis a extinção local; aves encontradas em dois ou mais estratos são menos susceptíveis do que aquelas que frequentam somente um; aves que vivem em estrato baixo são mais susceptíveis que aquelas que vivem nos níveis mais altos da floresta; aves endêmicas da Mata Atlântica são mais susceptíveis do que as outras. Uma hipótese sendo verdadeira leva à conclusão de que a ausência de algumas espécies não é um processo aleatório, mas está relacionada ao atributo biológico em questão.

O objetivo do trabalho, portanto, é apontar quais características das espécies são mais relevantes para a determinação da suscetibilidade à fragmentação, utilizando como

modelo a MSP. Pretende-se também, a partir da compreensão dos fatores que, aliados às características de áreas fragmentadas, tornam espécies mais propensas à extinção, fornecer informações para a otimização de unidades de conservação já constituídas e da escolha de novas candidatas.

Área de estudo

O estudo foi realizado no Quadrilátero Ferrífero (QF), uma área de 7.200 km², na região centro-meridional do estado de Minas Gerais, que engloba 35 municípios. O QF teve sua delimitação e foi assim nomeado em função da ocorrência dos depósitos de minério de ferro em uma área de conformação planimétrica quadrangular, que tem como vértices as cidades de Itabira, a nordeste, Mariana, a sudeste, Congonhas, a sudoeste e Itaúna, a noroeste (Ruchkys 2008). Os principais limites da região são: a norte, o alinhamento da Serra do Curral; a sul, as serras de Ouro Branco e Itatiaia; a oeste, a Serra da Moeda e, a leste, o conjunto formado pela Serra do Caraça e pelo início da Serra do Espinhaço. A rede hidrográfica do Quadrilátero Ferrífero é representada por duas importantes bacias, a oeste pela bacia do rio São Francisco e a leste pela do rio Doce

A área está inserida na transição entre dois grandes domínios do América do Sul, o Cerrado, a oeste, e a Mata Atlântica, a leste. O caráter ecotonal da região é notável na composição da flora e fauna, que apresentam espécies endêmicas dos dois domínios limítrofes. A vegetação do QF é composta por formações florestais (floresta estacional semidecidual, floresta ombrófila, savânicas (cerrado *sensu stricto*, campos sujos, campos

limpos) e rupestres (campo rupestre sobre quartzito, campo rupestre sobre canga e, mais raramente, campos sobre afloramento granítico) (Viana 2008).

O QF vem sendo explorado desde a época colonial com a descoberta do ouro pelos bandeirantes. A exploração do ouro teve início no XVII com o garimpo da aluvião dos rios. A grande riqueza encontrada inaugurou o Ciclo do Ouro em Minas Gerais, promovendo o surgimento e desenvolvimento de cidades como Ouro Preto, Sabará e Nova Lima e o florescimento do Barroco Mineiro. À medida que o ouro de aluvião foi se esgotando, esse tipo de garimpo entrou em decadência. Começou então, no início do século XIX, a exploração industrial do metal, a partir de minas a céu aberto ou de galeria, com técnicas mais modernas e de maior produtividade (Silva 2007).

Atualmente, o QF recebe expressiva exploração mineral, principalmente de ferro, contendo grande parte das minas e reservas do estado (DNPM 2006). Existem também vários empreendimentos que exploram jazidas de outros tipos de rochas e minerais, como ouro, bauxita, pedra-sabão, topázio imperial, quartzo, níquel e caulim (Silva 2007).

A MSP é área de estudo desse trabalho e um exemplo típico dos remanescentes de Mata Atlântica do QF: pertence a uma mineradora (AngloGold Ashanti). O fragmento é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural isolado por loteamentos e pela rodovia MG-030 e possui grande declividade, o que dificultou sua exploração agropastoril e urbana. A MSP está localizada na sub-bacia do rio das Velhas, no município de Nova Lima, tendo a vegetação composta por floresta estacional semidecidual e formações savânicas, que incluem uma pequena área de Canga. A mata semidecídua é a vegetação predominante na MSP e está localizada na encosta da montanha.

A região onde está inserida é de imenso interesse econômico, já que possui alta qualidade para exploração mineral e está próxima a Belo Horizonte, absorvendo parte do crescimento dessa capital. Por isso, além da extrema modificação do ambiente pela mineração, é corriqueira em Nova Lima a transformação das áreas sem interesse para a exploração mineral em condomínios residenciais. Esses loteamentos se tornaram importantes fontes de lucro e provocam grandes danos ambientais, ainda que menores comparados àqueles causados pela mineração. As características da região são determinantes de grande degradação ambiental e promovem severo conflito entre os anseios de exploração e ‘desenvolvimento’ e a preservação ambiental.

O levantamento da avifauna da MSP foi realizado na área já isolada e não existe inventário anterior à fragmentação (capítulo 1). A comunidade de aves da MSP foi então comparada nesse estudo a uma comunidade hipotética gerada a partir de simulações de extinções aleatórias na comunidade de aves da RPPN Caraça, amostrada por Vasconcelos & Melo Júnior (2001) e Vasconcelos *et al.* (2003b) (Figura 1.1). O Caraça já fora explorado há 50 anos para corte de carvão (Spósito & Stehmann 2006), mas é hoje uma área de proteção integral. A RPPN Caraça pertence à Província Brasileira da Congregação da Missão e protege 10.188 ha dos municípios de Santa Bárbara e Catas Altas, que fazem dela a maior RPPN de Minas Gerais.

A vegetação do Caraça é composta por formações florestais representadas por mata semidecídua e mata nebulosa, além de fitofisionomias campestres, tais como campo limpo, campo sujo, campo rupestre e campo de altitude (Mota 2006). As fitofisionomias predominantes na RPPN Caraça são campos rupestres seguidos por mata semidecídua. Desse modo, a maior parte da RPPN Caraça é composta por formações campestres.

Contudo, as matas dessa reserva são conectadas às da Gandarela, formando uma grande área de mata contínua de cerca de 10.000 ha, muito maior e melhor conservada do que a da MSP.

As águas da RPPN Caraça são drenadas pela sub-bacia do rio Piracicaba. O clima da região em que se inserem as duas RPPNs é do tipo Cwb de Köppen, classificado como temperado chuvoso (mesotérmico) ou subtropical de altitude, com inverno seco e verão chuvoso, com temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C e a do mês mais quente inferior a 22°C (Antunes 1986).

A composição florística das RPPNs MSP e Caraça não foram comparadas no presente estudo. Sabe-se, no entanto, que a composição da vegetação é um fator importante na determinação da riqueza e distribuição de aves (Gimenes & Anjos 2003). Contudo, existe um trabalho que avaliou heterogeneidade florística em oito remanescentes florestais do QF (Spósito & Stehmann 2006), incluindo matas das RPPNs Caraça e Mata do Jambreiro, esta última localizada a menos de 2 km da MSP. Considerando que as matas das RPPNs Mata do Jambreiro e MSP, hoje separadas pela rodovia MG-030 e uma faixa urbana, foram outrora conectadas e estão muito próximas, pode-se considerar que elas sejam floristicamente semelhantes. A composição da flora da RPPN Mata do Jambreiro, também localizada na bacia do rio das Velhas, foi comparada àquela da RPPN Caraça, distante 47 km e localizada na bacia do rio Doce. Foi encontrada uma similaridade florística de 12,1% (Índice de Jaccard). Os autores obtiveram que a distância entre os fragmentos estudados não teve correlação significativa com a similaridade; mas supõem que a localização em diferentes bacias hidrográficas e a presença de barreiras às espécies, como campos extensos nos topos das montanhas,

podem ter influência na grande heterogeneidade encontrada. Outra característica notável na cobertura vegetal da região é a área consideravelmente maior de mata remanescente no lado leste do QF. (Figura 2.1).

A localização das RPPNs MSP e Caraça em diferentes bacias hidrográficas e as disparidades florísticas resultantes, podem provocar um ruído considerável ao trabalho (Figura 2.1). Na tentativa de minimizá-lo, foram retiradas do estudo espécies cujas distribuições geográficas não atingem a MSP, permanecendo apenas aquelas que já foram registradas ali, ou em outras localidades do alto rio das Velhas (Com. pess. Vasconcelos).

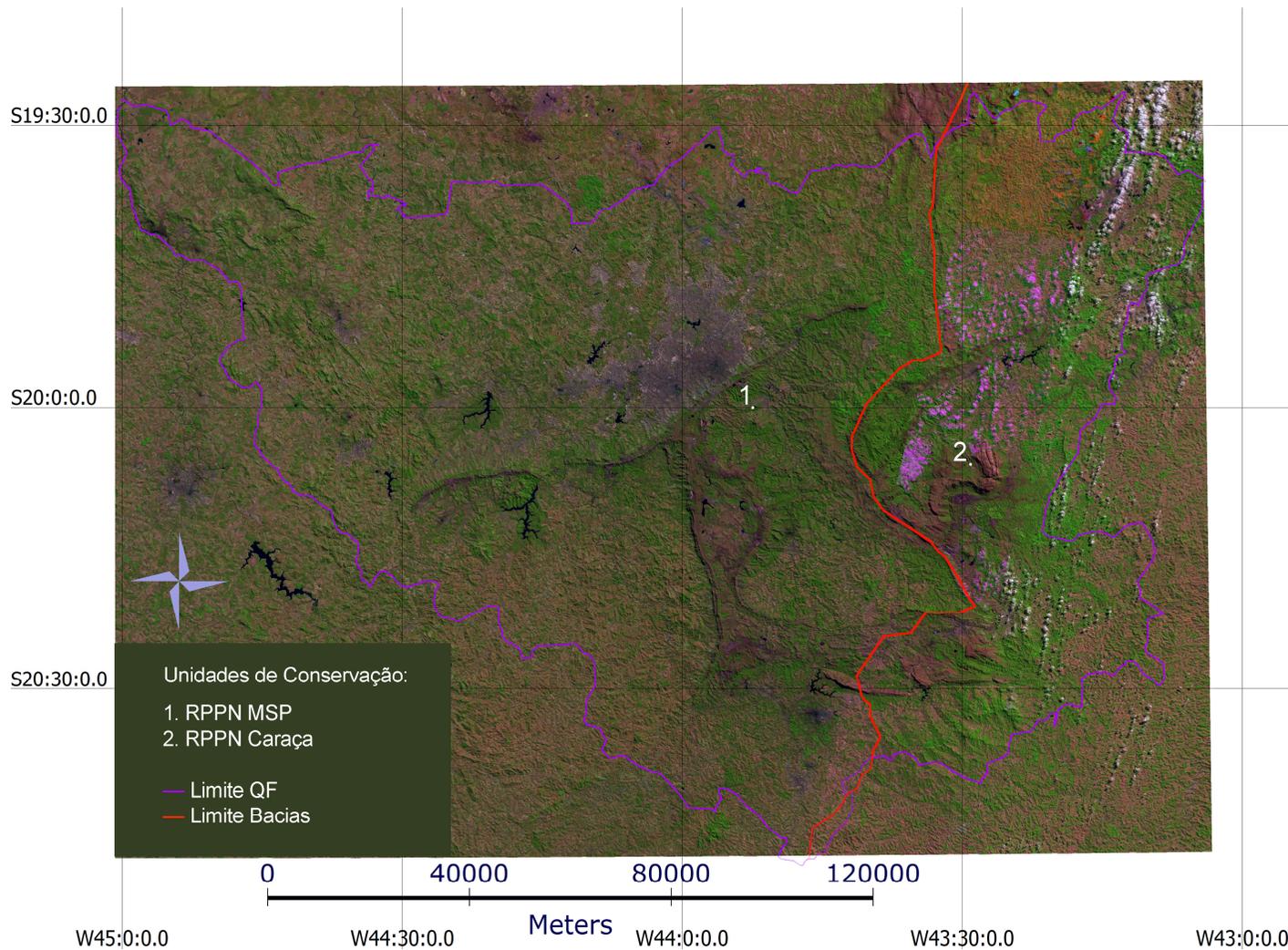


Figura 2.1. Localização das RPPNs MSP e Caraça no QF e limite das bacias do rio São Francisco, a oeste, e do rio Doce, a leste.

Métodos

A compreensão dos mecanismos que levam ao desaparecimento de algumas espécies e favorecem outras requer que sejam considerados e definidos níveis de organização bastante refinados e categorias que unirão espécies que compartilham características ecológicas. O intuito desse estudo é avaliar as características que agrupam espécies e não as espécies individualmente, porque as espécies que apresentam nichos similares provavelmente respondem de forma semelhante às alterações do ambiente (Henle *et al.* 2004)

Por outro lado, a grande complexidade das relações ecológicas obriga que as definições das variáveis de influência e a classificação das espécies em tipos funcionais sejam simplificações por vezes frustrantes, longe de refletirem a realidade. No entanto, a ciência é fundamentada em generalizações e não poderia deixar de ser, já que por meio dessas se torna possível. Os tipos funcionais podem ser considerados abstrações que reduzem a imensa diversidade da biota, mas que formam entidades operacionais adequadas e que tornam as análises viáveis (Henle *et al.* 2004).

Uma das características biológicas mais usadas para o estudo dos efeitos da fragmentação é a guilda à qual a espécie pertence. As espécies se alimentam de uma ampla variedade de alimentos e suas respostas aos distúrbios são tidas como variáveis de acordo com a guilda alimentar (Johns 1996). A classificação de espécies em guildas não é tarefa simples e foi muito discutida na literatura (Simberloff & Dayan 1991). Neste trabalho, guilda é considerada como um grupo de espécie que explora a mesma classe de recursos do ambiente de um modo similar, sem levar em conta a classificação

taxonômica, uma vez que espécies relacionadas podem ter diferentes papéis ecológicos (Root 1967). Esse conceito original de guilda proposto por Root é muito flexível, o que provavelmente explica a variação de significados para guilda, encontrada na literatura científica. Muitos, por exemplo, consideram como guilda classes que agrupam espécies somente por dieta (Ribon *et al.* 2003, Marini 2001, Gray *et al.* 2007), outros levam em conta o modo de forrageamento (Barlow *et al.* 2006, Newmark 1991) ou tamanho (Kattan 1994). Antunes (2005), por exemplo, mescla várias características para formar as guildas, como dieta, substrato de forrageamento, tamanho do item alimentar consumido, estrato de forrageamento e turno de atividade.

Não se encontra um consenso nos estudos que focalizam guildas de forrageamento, tanto na determinação das classes quanto na classificação das espécies em cada uma delas, que acaba por ter considerável grau de subjetividade. O maior problema se encontra entre os frugívoros, já que poucos, ou nenhum, alimentam-se exclusivamente de frutas (Bierregaard & Stouffer 1997). Inexistindo um limiar para determinar a classificação de uma espécie em uma guilda, torna-se difícil separar, por exemplo, os frugívoros que também se alimentam de insetos dos onívoros ou mesmo essas duas categorias de espécies dos insetívoros que completam sua dieta com frutas. No entanto, é de praxe muitos trabalhos científicos da área fazerem essa separação, baseados em escassos dados de dieta.

Para este estudo, foram idealizadas 12 guildas formadas a partir de níveis de agrupamento sugeridos por Terborgh & Robinson (1986) (dieta, micro-habitat e substrato de forrageamento), considerando a relevância de cada nível para o agrupamento ou separação das espécies (Tabela 2.1). As dietas foram obtidas a partir dos estudos de

Lopes *et al.* (2003), Manhães (2003), Piratelli & Pereira (2002), Pizo *et al.* (2002), Marini (2001) e Fitzpatrick (1980). Optou-se, no entanto, por descartar a classificação ‘onívoros’, referindo-se aos frugívoros que também se alimentam de insetos e aos insetívoros que complementam sua dieta com frutos como frugívoros/insetívoros; apesar de reconhecer que algumas possuem um nicho mais amplo do que o sugerido pela classificação. As espécies foram classificadas nessas guildas também de acordo com informações de estrato de uso e micro-habitat de forrageamento extraídos de Stotz *et al.* (1996).

Tabela 2.1.

Guildas
1. frugívoros/insetívoros pequenos de sub-bosque
2. frugívoros/insetívoros grandes arbóreos
3. frugívoros/insetívoros grandes terrestres
4. frugívoros/insetívoros pequenos de copa
5. insetívoros de copa
6. insetívoros de sub-bosque
7. insetívoros de forrageamento interno de troncos
8. insetívoros de superfície de troncos
9. insetívoros de forrageamento terrestres
10. insetívoros/granívoros de bambu
11. nectarívoros/insetívoros
12. carnívoros

Assim, essa classificação combina grupo trófico a outras variáveis, como tamanho de corpo, estrato de forrageamento e especializações de hábitat (e.g. frugívoros grandes arbóreos, insetívoros de copa e insetívoros de bambu) para formar grupos que compartilham hábitos semelhantes (Newmark 1991, Kattan *et al.* 1994, Gillespie 2001).

O tamanho de corpo foi avaliado segundo Dunning (1993) e somente os frugívoros/insetívoros foram separados em guildas que levam em conta o tamanho, já que esse grupo apresenta grande variação de massa corporal. Assim, os frugívoros/insetívoros foram divididos em duas guildas que abrigam espécies grandes (> 75 g) ‘frugívoros/insetívoros grandes arbóreos’ e ‘frugívoros/insetívoros grandes terrestres’, e outras duas que abrangem espécies pequenas (< 75g) ‘frugívoros/insetívoros pequenos de copa’ e ‘frugívoros/insetívoros pequenos de sub-bosque’ (Willis 1979, Kattan *et al.* 1994). As guildas que abrigam os insetívoros foram formadas a partir do estrato de forrageamento das espécies. Separou-se também os especialistas em bambu (Stotz *et al.* 1996), os que forrageiam na superfície de troncos e os que apresentam forrageamento interno de troncos (Stotz *et al.* 1996, Barlow *et al.* 2006).

Outras características bastante estudadas para avaliar a propensão de uma espécie à extinção são a ‘flexibilidade no uso de habitat’ (Harris & Pimm 2004), o ‘estado de raridade’ (Uezu 2006) e o ‘grau de endemismo’ (Ribon *et al.* 2003). Para estudar essas características, as espécies foram discriminadas em categorias, extraídas de Stotz *et al.* (1996) (tabela 2.2).

Tabela 2.2.

Categorias
1. <u>Flexibilidade no uso de habitat</u>
1.1. Tipo de habitat
Restritas a florestas
Freqüentes em bordas e florestas secundárias
1.2. Estrato utilizado
1.2.1. Altura de estrato
Estrato baixo
Estrato alto
Ambos os estratos
1.2.2. Número de estrato
Um estrato
Dois ou mais estratos
2. <u>Estado de raridade</u>
Comum
Razoavelmente comum
Incomum e rara
3. <u>Endemismo</u>
Endêmica da Mata Atlântica
Não-endêmica da Mata Atlântica

Stotz *et al.* (1996) em sua imensa compilação, classificam as aves da região Neotropical nas categorias de raridade, tipos de habitat e estratos de acordo com dados principalmente descritivos. O estado de raridade das espécies, por exemplo, é definido por experiência de campo e algumas confirmações por censos.

A escala tomada por eles como base foi: comum, espécies com 15 ou mais indivíduos por km²; incomum, espécies com um a quatro pares por km²; e razoavelmente comum é uma medida intermediária entre essas duas categorias. Nessa compilação, as espécies raras estão usualmente representadas por menos de um indivíduo por km², sendo

que várias têm territórios grandes, algumas são nômades, a maioria é distribuída em manchas e quase todas ocorrem em baixa densidade.

Análises Estatísticas

Este trabalho investiga se algumas características biológicas estão relacionadas à ausência de espécies de aves em fragmentos pequenos e isolados, como a MSP, usando modelos nulos (Gotelli & Graves 1996). Baseado no modelo nulo, a comunidade de aves de uma área pequena (MSP) é uma amostra aleatória das espécies de aves presentes em uma área grande (Caraça). Se a ausência de espécies não está relacionada a atributos biológicos, pela hipótese da amostra aleatória é esperado que a perda de espécies devido ao menor tamanho dos fragmentos seja essencialmente um processo estocástico, ou seja, todas as espécies têm a mesma chance de não estarem ali.

Para verificar se as ausências de espécies na comunidade observada (MSP) estão relacionadas aos atributos biológicos estudados, foi calculada a porcentagem de espécies que estão ausentes, em relação a comunidade da maior área (Caraça). O resultado foi, então, comparado à porcentagem de espécies ausentes em cada categoria dos atributos. Desse modo, uma diferença significativa indica que as extinções não foram aleatórias, mas, relacionadas a certa característica das espécies. A comunidade hipotética (aleatória) possuirá, portanto, a mesma porcentagem de ausência de espécies em todas as categorias das características estudadas.

A comunidade hipotética foi comparada à observada por qui-quadrado de aderência, que testa a adequabilidade de um modelo probabilístico a um conjunto de dados observados (Sokal & Rohlf 1995), de fórmula:

$$\chi_c^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i};$$

Onde, f_i : frequência observada na i -ésima classe (número de espécies ausentes na comunidade observada); \hat{f}_i : frequência esperada na i -ésima classe (número de espécies ausentes na comunidade aleatória); k : número de classes da distribuição de frequência.

Esse teste foi realizado para estado de raridade, grau de endemismo, flexibilidade de habitat e de uso de estrato. Foi utilizado também o Índice de Tamanho de Efeito (ITE) para todos os atributos, que oferece a oportunidade de ponderar onde ocorreu alteração e em que intensidade (Cohen 1988):

- $f_i = (obs * 100)/total/2$
- $\hat{f}_i = (esp * 100)/total/2$
- $ftotal = f_i + \hat{f}_i$
- $ITE = 0.50 - (f_i /ftotal)$

Onde, f_i : frequência observada na i -ésima classe; \hat{f}_i : frequência esperada na i -ésima classe; obs é o número de espécies observado na guilda; esp , o número de espécies esperado na guilda; $total$ é o número total de espécies na comunidade.

A escala adotada é: $0 \leq ITE \leq 0,025$ = nulo; $0,025 < ITE \leq 0,10$ = pequeno; $0,10 < ITE \leq 0,20$ = médio; $0,20 < ITE \leq 0,50$ = grande.

Os dados obtidos para guilda, várias vezes apresentaram número de espécies por classe menor do que cinco, o que não é aconselhável para o teste de qui-quadrado. Sendo assim, a análise desse atributo foi realizada somente pelo ITE. Tanto o qui-quadrado como o ITE foram obtidos considerando as espécies ausentes na comunidade observada e na esperada, em relação às espécies da RPPN Caraça.

As análises foram efetuadas com todas as espécies registradas em áreas florestais do Caraça, com exceção das aves noturnas, das andorinhas, dos andorinhões, das aves carniceiras, e daquelas que a ausência na MSP provavelmente se deva a distribuição geográfica dessa espécie (Tabela 2.3). Foram retiradas também as espécies presentes na MSP, mas ausentes no Caraça. Assim espécies utilizadas na simulação são aquelas presentes tanto na MSP quanto no Caraça, somadas àquelas presentes exclusivamente no Caraça, mas que poderiam estar na MSP, a fim de avaliar se características biológicas podem estar determinando essas ausências (Anexo 3).

Tabela 2.3. Lista de espécies presentes no Caraça cujas distribuições geográficas não atingem a MSP. Fonte: com. pess. Vasconcelos, M.F. Classificação taxonômica CBRO (2008).

Famílias e espécies
Trochilidae Vigors, 1825
<i>Phaethornis squalidus</i>
<i>Phaethornis eurynome</i>
<i>Clytolaema rubricauda</i>
Picidae Leach, 1820
<i>Piculus flavigula</i>
<i>Piculus aurulentus</i>
Thamnophilidae Swainson, 1824 (163)
<i>Batara cinerea</i>
<i>Mackenziaena severa</i>
<i>Drymophila rubricollis</i>
<i>Myrmeciza loricata</i>
Grallariidae Sclater & Salvin, 1873
<i>Hylopezus nattereri</i>
Dendrocolaptidae Gray, 1840
<i>Campylorhamphus falcularius</i>
Furnariidae Gray, 1840 (102)
<i>Cranioleuca pallida</i>
<i>Anabazenops fuscus</i>
Cotingidae Bonaparte, 1849
<i>Lipaugus lanioides</i>
Pipridae Rafinesque, 1815
<i>Manacus manacus</i>
Thraupidae Cabanis, 1847
<i>Cissopis leverianus</i>

Resultados

A RPPN MSP apresenta menor número de espécies na mata (105) do que o verificado na RPPN Caraça (160). A comunidade MSP tem, portanto, 34,4% menos espécies do que a do Caraça, apesar de suas distribuições geográficas englobarem a MSP. Se as extinções forem consideradas aleatórias, a proporção de espécie em cada categoria de uma característica estudada deverá ser igual, isto é, todas as categorias deverão estar reduzida na MSP em 34,4%.

Todas as guildas se encontram depauperadas na MSP em relação ao Caraça. Além disso, as espécies presentes na última reserva, mas ausentes na primeira estão distribuídas de forma desproporcional nas guildas. Isto é, a porcentagem de espécies ausentes em cada guilda varia consideravelmente. Esta disparidade é bem perceptível, por exemplo, ao verificar que entre as espécies presentes no Caraça estão ausentes na MSP 75% dos ‘insetívoros de forrageamento interno de tronco’, contra somente 18% dos ‘nectarívoros/insetívoros’ (Figura 2.2).

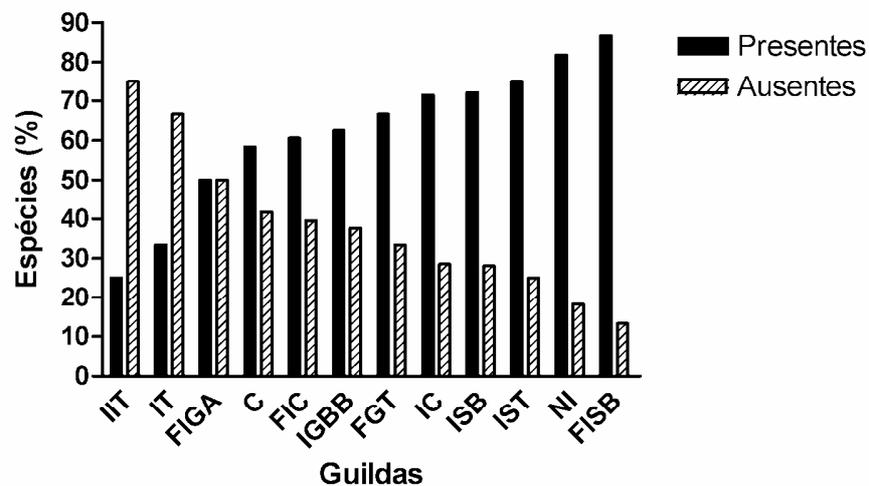


Figura 2.2. Porcentagem das espécies do Caraça, ausentes na MSP, de acordo com as guildas a que pertencem. Guildas: (IIT) Insetívoros de forrageamento interno de troncos, (IT) Insetívoros de forrageamento terrestre, (FIGA) Frugívoros/insetívoros grandes arbóreos, (C) Carnívoros, (FIC) Frugívoros/insetívoros pequenos de copa, (IGBB) Insetívoros/granívoro de bambu, (FIT) Frugívoros/insetívoros grandes terrestres, (ISB) Insetívoros de sub-bosque, (IST) Insetívoros de superfície de tronco, (IC) Insetívoros de copa, (FISB) Frugívoros/insetívoros de sub-bosque e (NI) Nectarívos/insetívoros.

As espécies presentes no Caraça, mas ausentes na MSP estão distribuídas de forma desproporcional também nas categorias estado de raridade e flexibilidade no uso de tipo de habitat. Quanto ao estado de raridade, 38% das raras e incomuns, 67% das razoavelmente comuns e 76% das comuns persistem na MSP (Figura 2.3). Quanto à flexibilidade no uso de tipo de habitat, 72% das espécies do Caraça que freqüentam bordas e florestas secundárias persistem na MSP, enquanto que persistem 53% das atípicas desses habitat (Figura 2.4).

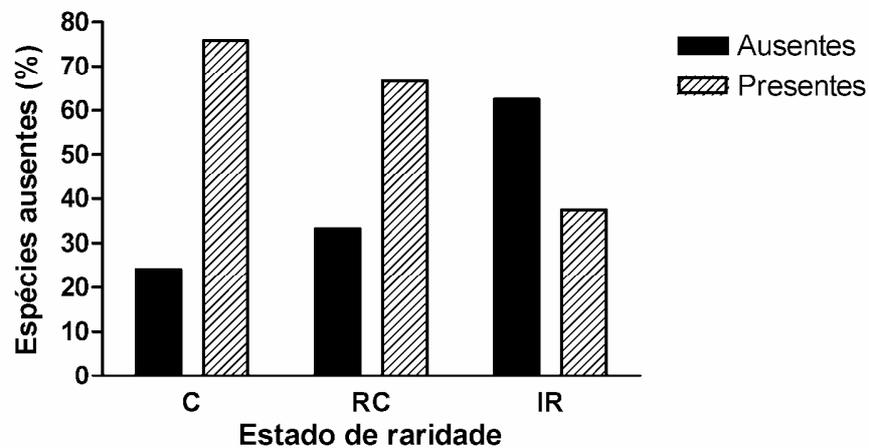


Figura 2.3. Porcentagem de espécies do Caraça, ausentes ou persistentes na MSP de acordo com seus estados de raridade. (C) denota as espécies comuns, (RC) espécies razoavelmente comuns e (IR) espécies incomuns ou raras.

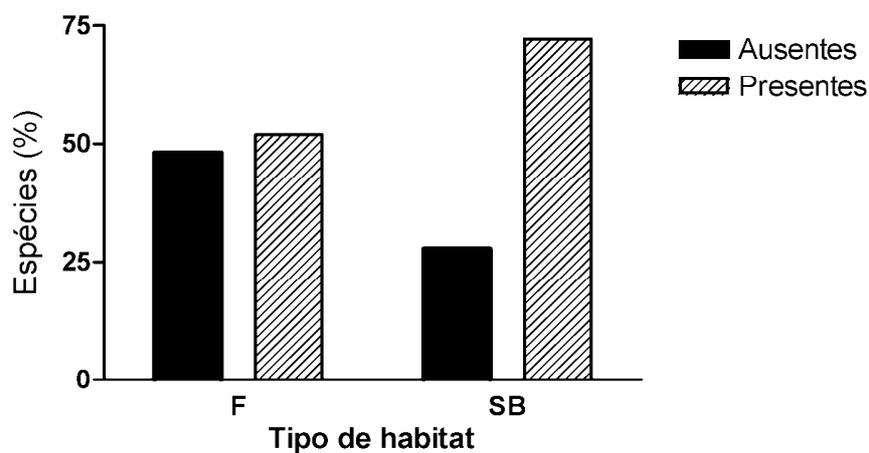


Figura 2.4. Porcentagem de espécies do Caraça ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com o tipo de habitat utilizado. (F) denota as espécies restritas à floresta e (SB) espécies que freqüentam bordas de florestas e/ou florestas secundárias.

As categorias de endemismo e flexibilidade no uso de estratos utilizados na comunidade observada apresentam disparidades menores na distribuição das espécies ausentes na MSP do que as categorias citadas. Entre as espécies presentes no Caraça, 38% das espécies endêmicas e 33% das não endêmicas estão ausentes na MSP (Figura 2.5). Quanto ao tipo de estrato, 34% das espécies que usam estrato alto, 33% das que usam baixos e 43% das que utilizam ambos estão ausentes na MSP (Figura 2.6). Quanto ao número de estratos, 37 % das espécies que utilizam somente um e 31% das que exploram dois ou mais estratos estão ausentes na MSP (Figura 2.7).

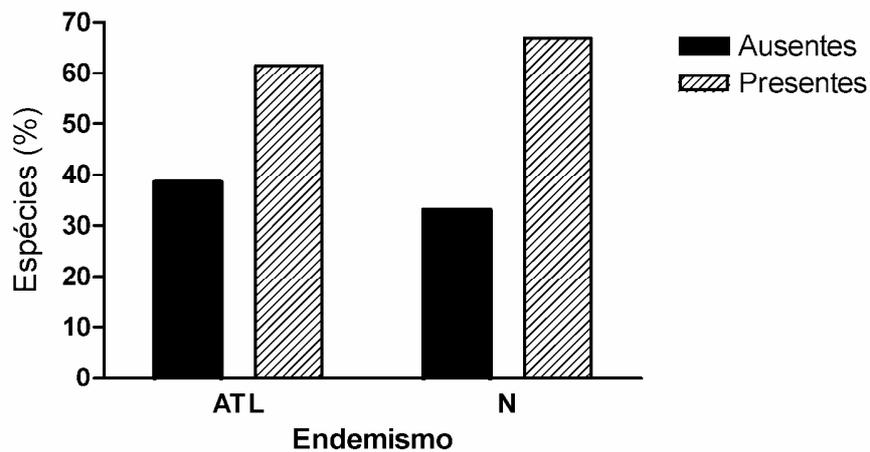


Figura 2.5. Porcentagem de espécies presentes na mata do Caraça, ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com o grau de endemismo. (ATL) endêmicas da Mata Atlântica, (N) não-endêmicas.

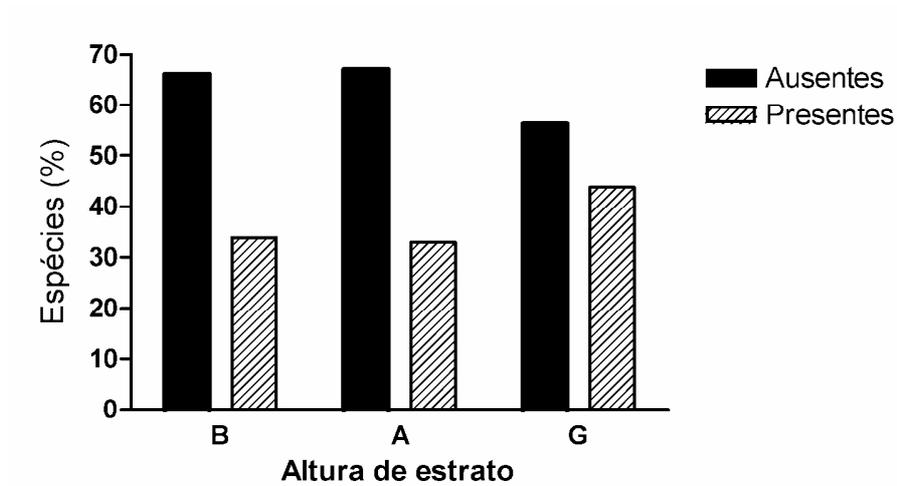


Figura 2.6. Porcentagem de espécies do Caraça, ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com a altura de estrato utilizado. (B) denota as espécies que utilizam estrato baixo, (A) espécies que utilizam estrato alto e (G) espécies que utilizam ambos os estratos.

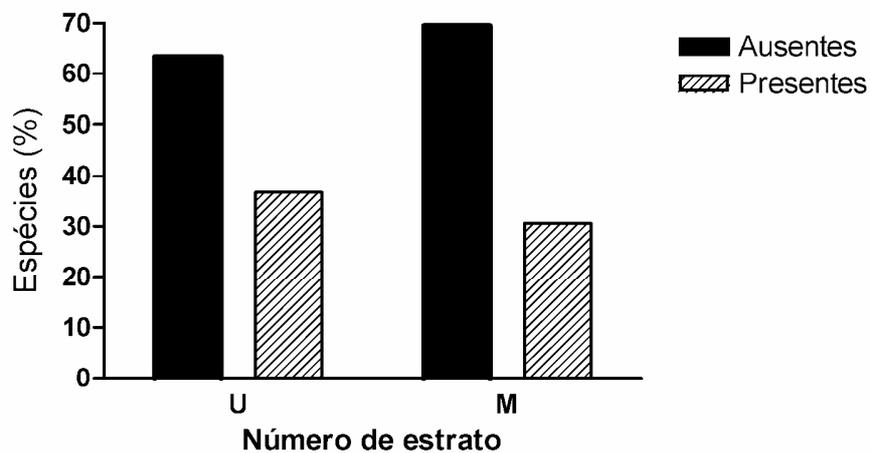


Figura 2.7. Porcentagem de espécies do Caraça, ausentes ou persistentes na MSP, de acordo com o número de estrato utilizado. (U) denota as espécies que utilizam apenas um estrato, (M) espécies que utilizam dois ou mais estratos.

A comparação entre o número de espécies em cada guilda da comunidade gerada aleatoriamente e o da comunidade observada na MSP, mostra que algumas guildas estão ausentes em proporção discrepante em relação ao esperado caso as ausências fossem aleatórias. (Figura 2.8).

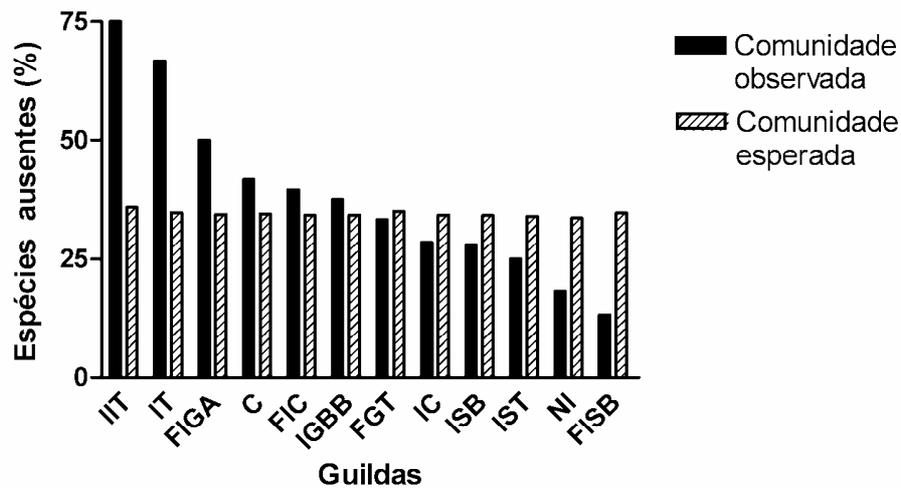


Figura 2.8. Porcentagem de espécies do Caraça ausentes em cada comunidade_ observada (MSP) e aleatória (Hipotética)_ de acordo com as guildas que pertencem. Guildas: (IIT) Insetívoros de forrageamento interno de troncos, (IT) Insetívoros de forrageamento terrestre, (FIGA) Frugívoros/insetívoros grandes arbóreos, (C) Carnívoros, (FIC) Frugívoros/insetívoros pequenos de copa, (IGBB) Insetívoros/granívoro de bambu, (FIT) Frugívoros/insetívoros grandes terrestres, (ISB) Insetívoros de sub-bosque, (IST) Insetívoros de superfície de tronco, (IC) Insetívoros de copa, (FISB) Frugívoros/insetívoros de sub-bosque e (NI) Nectarívos/insetívoros.

As guildas ‘insetívoros de forrageamento interno de troncos’ e ‘insetívoros terrestres’ estão mais ausentes na MSP do que o esperado pela comunidade aleatória (ITE médio = -0,18 e 0,16, respectivamente). As guilda ‘frugívoros/insetívoros grandes

arbóreos' e 'carnívoros' também estão ausente em proporção maior do que o esperado, porém de forma menos acentuada (ITE pequeno = -0,09 e -0,05, respectivamente). Em contrapartida, algumas guildas possuem mais menos espécies ausentes do que o esperado: são elas os 'frugívoros/insetívoros pequenos de sub-bosque', os 'nectarívoros/insetívoros' (ITE os grande = 0,22 e médio = 0,015, respectivamente) e, mais levemente, os 'insetívoros de forrageamento de superfície de troncos', 'insetívoros de copa' e 'insetívoros de sub-bosque' (ITE pequeno = -0,08; -0,05; -0,05, respectivamente). As guildas 'insetívoros/granívoros de bambu' e 'frugívoros/insetívoros grandes terrestres' estão ausentes na medida esperada aleatoriamente (ITE nulo = -0,02; 0,01, respectivamente) (Figura 2.9).

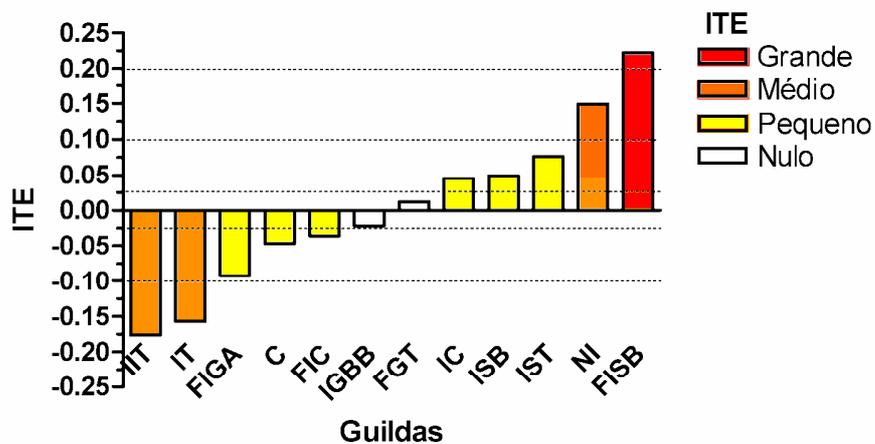


Figura 2.9. Força do desvio encontrada ao comparar a comunidade observada e a comunidade aleatória, considerando o estado de raridade das espécies ausentes. (ITE) Tamanho de efeito. Guilda (tabela 2.1). Valores negativos indicam que mais espécies da categoria estão ausentes na comunidade observada que na comunidade esperada.

As espécies ausentes na comunidade observada também estão distribuídas de forma desproporcional nas categorias de ‘estado de raridade’ e ‘flexibilidade de tipo de habitat’, se comparado ao esperado pela comunidade aleatória (Figuras 2.10 e 2.11).

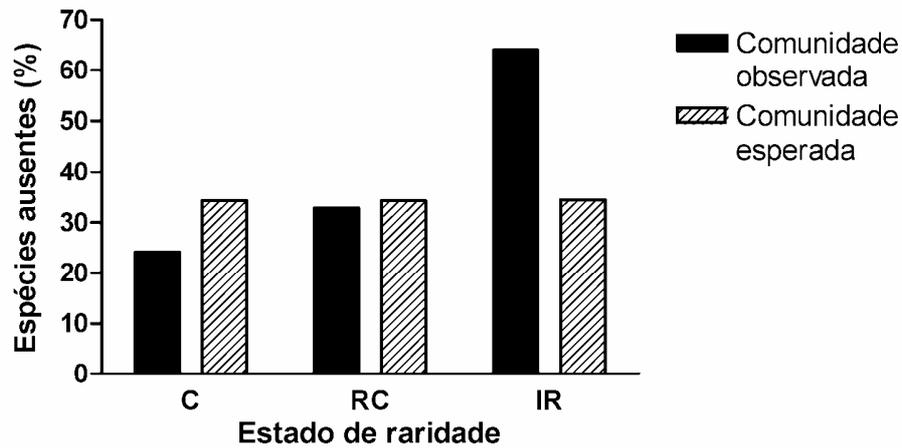


Figura 2.10. Porcentagem de espécies do Caraça ausentes em cada comunidade_observada (MSP) e aleatória (Hipotética)_ de acordo com seus estados de raridade. (C) denota as espécies comuns, (RC) espécies razoavelmente comuns e (IR) espécies incomuns ou raras.

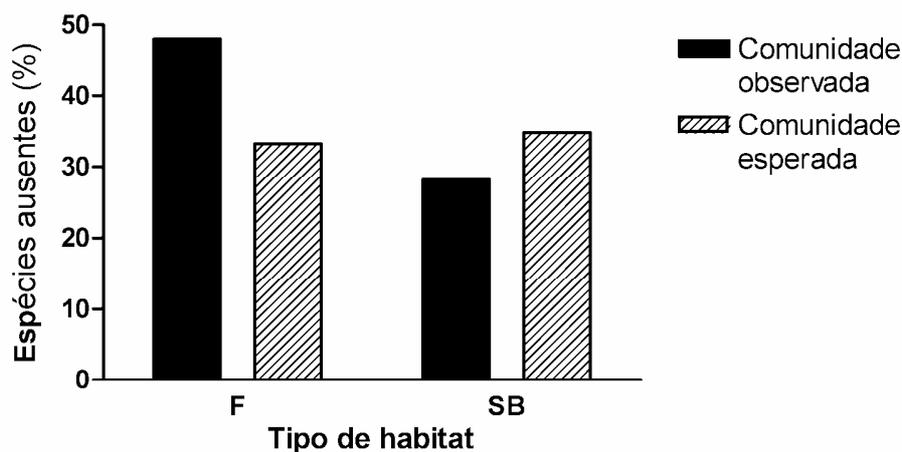


Figura. 2.11. Porcentagem de espécies do Caraça ausentes em cada comunidade_observada (MSP) e aleatória (Hipotética)_ de acordo com o tipo de habitat utilizado. (F)

denota as espécies restritas à floresta e (SB) espécies que freqüentam bordas de florestas e/ou florestas secundárias.

A hipótese nula de que a ausência de espécies na comunidade observada (MSP) é igual a da comunidade aleatória foi rejeitada quando analisado o atributo ‘estado de raridade’ (Tabela 2.4.), de acordo com o teste qui-quadrado (Anexo 4).

Tabela 2.4. Números de espécies de aves por estado de raridade nas comunidades Caraça, MSP e hipotética

Estado de raridade	Número de espécies presentes			Número de espécies ausentes	
	Caraça	Observado (MSP)	Esperado (Hipotética)	Caraça - MSP	Caraça - Hipotética
Comum	62	47	40,68	15	21,31
Razoavelmente comum	73	49	47,94	24	25,06
Incomum	25	9	16,38	16	8,62
Estatística (X^2 de aderência)			$X^2 = 8,232$; GL = 2; (p) = 0,0163		

A hipótese nula de que a ausência de espécies na comunidade observada (MSP) é igual a da comunidade aleatória foi também rejeitada quando analisado o atributo ‘flexibilidade de tipo de habitat’ (Tabelas 2.5), de acordo com o teste qui-quadrado (Anexo 4).

Tabela 2.5. Números de espécies de aves por tipo de habitat freqüentado nas comunidades Caraça, MSP e hipotética

Tipo habitat	Número de espécies presentes			Número de espécies ausentes	
	Caraça	Observado (MSP)	Esperado (Hipotética)	Caraça - MSP	Caraça - Hipotética
Borda e floresta secundária	110	79	71,64	31	38,36
Floresta	50	26	33,36	24	16,64
Estatística (X^2 de aderência)			$X^2 = 4,069$; GL = 1; (p) = 0,0437		

A categoria que mais contribuiu para a significância do teste para estado de raridade foi ‘incomum e rara’, que está mais depauperada na MSP do que o esperado, com o ITE médio. As espécies comuns sofreram um leve aumento em relação ao esperado (ITE pequeno) e as razoavelmente comuns não tiveram alteração, apresentando ITE nulo (Figura 2.12.). Quanto à flexibilidade no uso de tipos habitat, as espécies que não são típicas de florestas secundárias e bordas estão menos representadas na MSP do que o esperado, porém sob um ITE pequeno (Figura 2.13.).

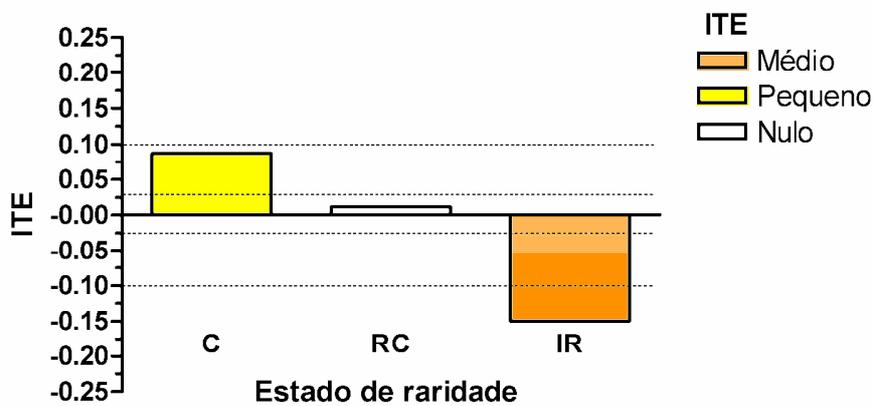


Figura 2.12. Força do desvio encontrada ao comparar a comunidade observada e a comunidade aleatória, quanto ao estado de raridade das espécies ausentes. (ITE) Tamanho de efeito. (C) denota as espécies comuns, (RC) espécies razoavelmente comuns e (IR) espécies incomuns ou raras. Valores negativos indicam que mais espécies da categoria estão ausentes na comunidade observada que na comunidade esperada.

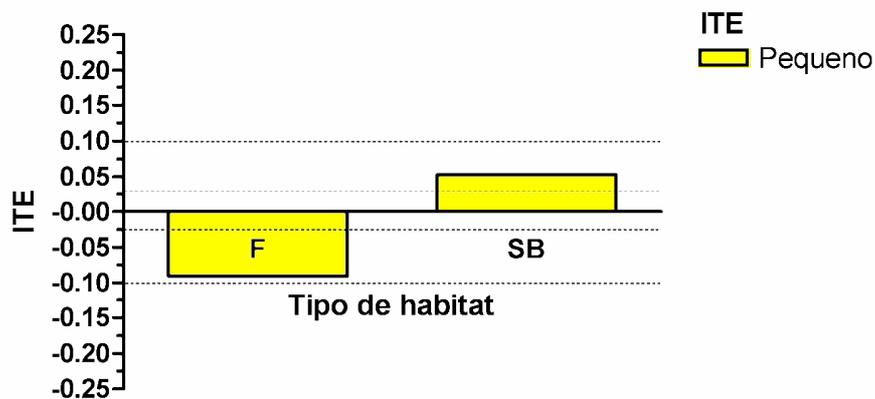


Figura 2.13. Força do desvio encontrada ao comparar a comunidade observada e a comunidade aleatória, quanto ao tipo de habitat das espécies ausentes. (ITE) Tamanho de efeito. (F) denota as espécies restritas à floresta e (SB) espécies que freqüentam bordas de florestas e/ou florestas secundárias. Valores negativos indicam que mais espécies da categoria estão ausentes na comunidade observada que na comunidade esperada.

As hipóteses nulas de que a ausência das espécies classificadas pelo grau de endemismo e o tipo e número de estratos utilizados na comunidade observada é igual ao da comunidade aleatória foram aceitas (Tabelas 2.6, 2.7 e 2.8) de acordo com o teste qui-quadrado (Anexo 4). De fato, a distribuição de espécies encontrada na comunidade observada em cada uma dessas categorias é muito próxima à obtida pela comunidade aleatória (Figuras 2.14, 2.15 e 2.16). Assim, pode-se considerar que a comunidade da MSP é uma amostra ao acaso da comunidade do Caraça se consideradas as categorias de grau de endemismo, tipo e número de estrato.

Tabela 2.6. Números de espécies de aves por grau de endemismo nas comunidades Caraça, MSP e hipotética

Grau de endemismo	Número de espécies presentes			Número de espécies ausentes	
	Caraça	Observado (MSP)	Esperado (Hipotética)	Caraça - MSP	Caraça - Hipotética
Endêmica	39	24	25,55	15	13,45
Não-endêmica	121	81	79,45	40	41,55
Estatística (X^2 de aderência)	$X^2 = 0,237$; GL = 1; (p) = 0,626				

Tabela 2.7. Números de espécies de aves por tipo de estrato usado nas comunidades do Caraça, MSP e hipotética

Tipo de estrato	Número de espécies presentes			Número de espécies ausentes	
	Caraça	Observado (MSP)	Esperado (Hipotética)	Caraça - MSP	Caraça - Hipotética
Baixo	62	41	40,77	21	21,23
Alto	82	55	53,72	27	28,28
Ambos	16	9	10,52	7	5,48
Estatística (X^2 de aderência)	$X^2 = 0,481$; GL = 2; (p) = 0,786				

Tabela 2.8. Números de espécies de aves número de estrato usado nas comunidades do Caraça, MSP e hipotética

Número de estrato	Número de espécies presentes			Número de espécies ausentes	
	Caraça	Observado (MSP)	Esperado (Hipotética)	Caraça - MSP	Caraça - Hipotética
Um	101	64	66,15	37	34,85
Dois ou mais	59	41	38,85	18	20,15
Estatística (X^2 de aderência)	$X^2 = 0,381$; GL = 1 ; (p) = 0,537				

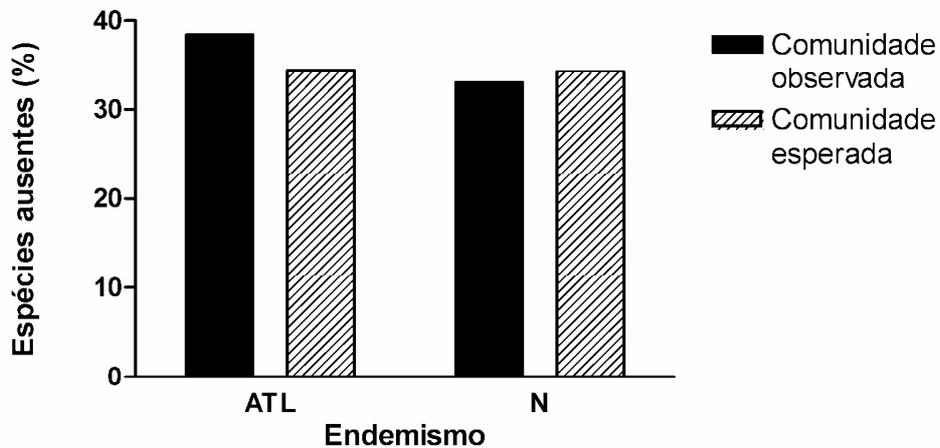


Figura 2.14. Número de espécies em cada categoria de 'endemismo' da comunidade gerada aleatoriamente (esperada) e da comunidade observada na MSP. (ATL) denota as espécies endêmicas da Mata Atlântica e (N) espécies não-endêmicas.

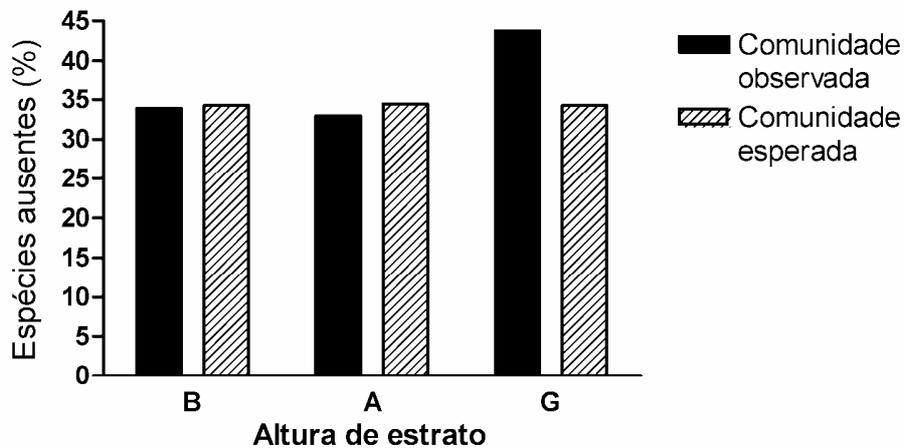


Figura 2.15. Número de espécies em cada categoria de 'altura de estrato' da comunidade gerada aleatoriamente (esperada) e da comunidade observada na MSP. (B) denota as espécies que utilizam estrato baixo, (A) espécies que utilizam estrato alto e (G) espécies que utilizam ambos os estratos.

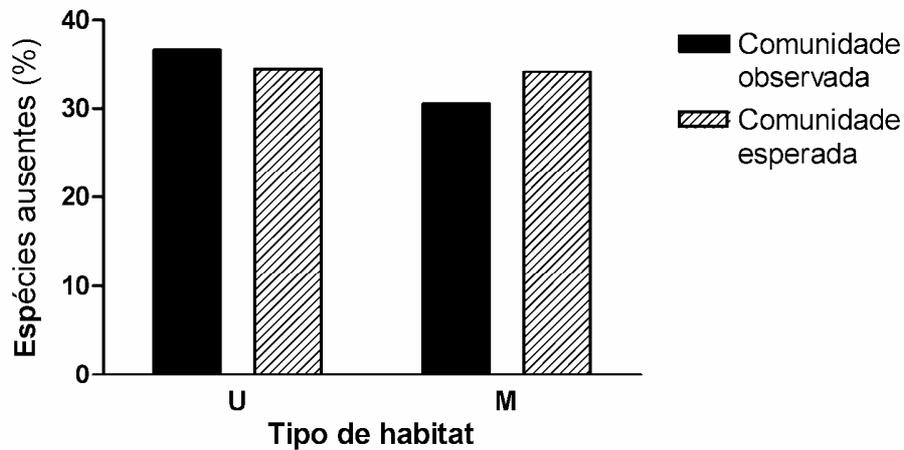


Figura 2.16. Número de espécies em cada categoria de ‘número de estrato’ da comunidade gerada aleatoriamente (esperada) e da comunidade observada na MSP. (U) denota as espécies que utilizam um único estrato e (M) espécies que utilizam dois ou mais estratos.

Concordando com o resultado encontrado, a intensidade de efeito para grau de endemismo e altura e número de estratos utilizados foi nulo para todas as categorias ou pequenos no limite do nulo, com exceção das espécies que freqüentam tanto estratos baixos como altos, que apresentou um ITE maior que as anteriores, ainda que pequeno.

Discussão

Os resultados obtidos indicam que a MSP (~150 ha) possui uma comunidade de aves bastante depauperada em comparação a do Caraça (~11200 ha). Esse resultado é o esperado pela modelo clássico de MacArthur e Wilson, que pressupõe que fragmentos pequenos contêm menos espécies do que os de maior área.

É importante ressaltar que o próprio Caraça não representa rigorosamente a área natural e intocada de outrora, sendo que já sofreu, por exemplo, extração seletiva de madeira e possui muitas áreas degradadas em seu entorno. Portanto, a comunidade ali existente provavelmente também está modificada. Sendo assim, as alterações observadas na MSP são ainda maiores do que indicam os resultados, se pudesse ser comparada a uma área primária.

A maior fraqueza do modelo de MacArthur e Wilson é tratar todas as espécies igualmente, considerando que as probabilidades de extinções e imigrações são as mesmas para todas elas (Bierregaard *et al.* 1992). Da mesma forma, a hipótese da ‘amostra aleatória’ nega a importância das diferenças de habitat e dos processos populacionais e biológicos que geram a composição da comunidade. Esse estudo, ao contrário, comprova que a ausência de espécies em um fragmento pequeno está relacionada a atributos biológicos dessas, e não somente às forças estocásticas impulsionadas pela perda de habitat. Tal resultado sugere que existem diferenças na propensão a extinção das espécies.

Guildas

Hábitos de forrageamento podem afetar a habilidade de uma espécie em persistir em habitats alterados (Sodhi *et al.* 2004). Todas as guildas se encontram depauperadas na comunidade da MSP, se comparada ao Caraça. Além disso, em comparação à comunidade hipotética gerada, algumas se encontram em maior ou menor proporção na MSP e outras não sofreram alteração em relação ao esperado por um regime aleatório de extinções.

O meio ambiente pode passar por várias modificações decorrentes da fragmentação que afetam os hábitos alimentares da biota, provocando efeitos negativos ou positivos para uma espécie e alterando, assim, seu risco de extinção. A perda de habitat, o declínio de um recurso alimentar ou de uma relação ecológica importante podem representar uma ameaça particular para *taxa* que exibem padrões especializados no uso de recursos.

Os ‘insetívoros de forrageamento interno de troncos’, severamente depauperados na MSP, compõem uma guilda especializada, tanto em relação a hábitos alimentares quanto na escolha de locais de nidificação. Apesar da guilda nesse estudo não levar em conta a classificação taxonômica, características biológicas são muitas vezes compartilhadas entre espécies relacionadas. Isso é especialmente verificado nessa guilda, que acaba agrupando a família Picidae, possivelmente um *taxon* sensível.

O estudo de Van Balen (1999) também registrou baixíssima riqueza dessas aves em um fragmento de mata em Java e argumenta que a possível causa seja a falta de árvores adequadas para a construção de ninhos. Lambert (1992), Jonhs (1989) e Styring & Hussin (2004) consideram os pica-paus como grupo mais sensível à extração de

madeira do que os outros, porque a maioria fura cavidades em árvores para servirem de ninhos e muitos forrageiam em madeira morta e troncos largos. Alguns estudos como o de Gibbs *et al.* e de Pattanavibool & Edge sustentam essa hipótese, demonstrando que ambientes onde ocorre ou ocorreu extração de madeira possuem menor disponibilidade de árvores mortas em florestas de baixas latitudes (Gibbs *et al.* 1993) e de cavidades em árvores na Tailândia (Pattanavibool & Edge 1996).

O único ‘insetívoro de forrageamento interno de tronco’ encontrado no Caraça e na MSP foi *Picumnus cirratus*, o menor dos pica-paus do Caraça (10g). Willis (1979) também encontrou resultado similar, observando que pequenos pica-paus são comuns em fragmentos pequenos, enquanto que os grandes são mais diversificados e comuns em fragmentos grandes. Esses resultados sugerem uma possível correlação entre tamanho de corpo e sensibilidade à fragmentação nessa guilda.

Terborgh & Winter (1980) encontraram que algumas famílias possuem mais espécies suscetíveis à extinção do que outras em ilhas temperadas, estando incluída Picidae. Por outro lado, um trabalho de Bennett & Owens (1997) mostram que o risco de extinção não está igualmente distribuído entre as linhagens de aves e que a família Picidae apresenta bem menos espécies ameaçadas de extinção do que o esperado. Anjos (2006) apresenta resultado semelhante, observando muitas espécies pouco sensíveis à fragmentação em fragmentos de Mata Atlântica do Paraná, considerando, no entanto, essa guilda e a ‘insetívoros de superfícies de tronco’ como uma só. Em contrapartida, o presente trabalho encontrou essa guilda, composta de espécies que compartilham alta especialização, extremamente depauperada.

Algumas aves tropicais se especializam em recursos encontrados em bambus (Kratzer 1997), sendo aqui classificadas como ‘insetívoros/granívoros de bambu’. A guilda é conhecida pelas espécies sensíveis que a compõem, principalmente por serem especialistas na busca de insetos que vivem nas taquaras (Rodrigues *et al.* 1994, Reid 2004, Sieving *et al.* 2000) ou de suas sementes, que surgem de forma esparsa e em longos intervalos de tempo (Olmos 1996, Vasconcelos *et al.* 2005, Janzen 1976).

A Mata Atlântica é o principal centro de diversidade de bambus e de taquaras do mundo (Judziewicz *et al.* 1999) e muitas espécies consideradas extintas ou criticamente ameaçadas são associadas a essas plantas (Ribon *et al.* 2003, Stotz *et al.* (1996). Anjos (2006), no entanto, não encontrou a esperada sensibilidade de insetívoros dessa guilda à fragmentação, na Mata Atlântica do Paraná. Reid (2004) em estudo em florestas temperadas do Chile, por sua vez, encontrou menor abundância de espécies insetívoras de sub-bosque que se associam a bambus em fragmentos onde essa planta não foi registrada do que em locais nelas abundantes. Ele argumenta que o bambu fornece abrigo eficiente contra predadores e proporciona recurso alimentar abundante para essas espécies por causa de sua folhagem densa. Ribon *et al.* (2003) coloca que muitas espécies de sub-bosque insetívoras e granívoras localmente extintas ou criticamente em perigo na região de Viçosa se associam a bambus.

O presente estudo indica que a riqueza de ‘insetívoros ou granívoros de bambu’, apesar de ter diminuído na MSP em relação ao Caraça, não apresentou alterações em relação ao esperado pelo regime de extinção aleatório gerado. A única espécie granívora seguidora de floração de bambu (exceto aquelas cuja distribuição não atinge a MSP) registrada na mata do Caraça, também foi registrada na MSP (*Haplospiza unicolor*). Foi

discutido por Vasconcelos *et al.* (2005) que espécies granívoras seguidoras de floração de taquaras podem ter sido extintas do Caraça. Esse resultado poderia mascarar o resultado, pois no estudo não são consideradas espécies possivelmente extintas do Caraça, o que levaria a uma idéia espúria de que não houve alteração. Todavia, esse fato obscurece o resultado menos do que parece, pois quase todas as espécies citadas no trabalho de Vasconcelos *et al.* (2005) como possivelmente extintas do Caraça, possuem distribuições que não atingem a MSP. A perda de espécies associadas a bambus se deu pelas insetívoras como *Hemitriccus diops* e *Drymophila ochropyga*. Uma espécie grande, *Mackenziaena leachii* (70g), e que se associa a bambu habita MSP. Mas apesar do tamanho e de pertencer a uma guilda considerada especializada, essa espécie possui grande plasticidade alimentar se alimentando de artrópodes, répteis e até de pequenos roedores, características que podem torná-la menos sensível à fragmentação.

Entre as espécies ausentes na MSP, os ‘insetívoros de superfície de tronco’ estão em número ligeiramente menor do que o esperado pela comunidade hipotética. Frequentemente, essas aves estão agrupadas com guilda dos ‘insetívoros de forrageamento interno de tronco’ (Anjos 2006, Willis 1979). Nesse estudo optou-se por separar essas espécies em duas guildas, como sugerido por Barlow *et al.* (2006). Isso dificulta as comparações, mas o agrupamento dessas espécies deturpa as respostas dessas aves, que inclusive se mostraram antagônicas.

A guilda ‘insetívoros de superfície de tronco’ é composta principalmente por arapaçus (Dendrocolaptídeos), considerados insetívoros especializados, sendo bastante suscetíveis à extinção (D’angelo Neto *et al.* 1998). No entanto, quase todas as espécies dessa família classificadas nessa guilda presentes no Caraça são consideradas como mais

resistentes a fragmentação, como *Xiphocolaptes fuscus* e *Sittasomus griseicapilus* (Poletto *et al.* 2004), assim como o Furnarídeo *Xenops rutilans*, e persistem na MSP. Essas espécies são, no entanto, consideradas sensíveis pelo estudo de Maldonado-Coelho & Marini (2000), por não terem sido encontradas em fragmentos bem menores do que a MSP (1,7 ha).

Os Dendrocolaptídeos usam cavidades de árvores como ninhos, já citadas como recurso que se torna débil em áreas onde houve ou há corte seletivo de madeira. Era de se esperar que essa guilda estivesse muito depauperada, assim como a dos ‘insetívoros de forrageamento interno de tronco’. É possível que a necessidade dos pica-paus de furar as cavidades nas árvores, não compartilhada pelos arapaçus, os torne mais sensíveis do que os últimos. Além disso, os pica-paus são conhecidos na Amazônia por terem em média maior tamanho de corpo e defenderem maiores territórios do que os dendrocolaptídeos, que teriam territórios e tamanhos condizentes com a média dos insetívoros (Terborgh *et al.* 1990), o que também pode ser determinante de uma maior sensibilidade dos primeiros. Isso parece ter fundamento, já que o único arapaçu dentre os ‘insetívoros de superfície de tronco’ ausente na MSP, mas presente no Caraça, é o maior deles (*Lepidocolaptes squamatus*, 28g) e que o pica-pau que persiste na MSP é o menor (*Picumnus cirratus*, 10g). Deve-se considerar ainda a possibilidade de o Caraça estar depauperado nas espécies mais sensíveis dessa guilda, que inclui componentes extremamente florestais, o que reduz a detecção das perdas da MSP em relação a um ambiente intocado.

Várias são as hipóteses propostas para explicar o desaparecimento de insetívoros em áreas desmatadas ou fragmentadas, mas não há consenso sobre elas. O desmatamento

pode, por exemplo, empobrecer a fauna de insetos e reduzir alguns micro-habitats importantes, afetando as aves insetívoras (Sodhi *et al.* 2004). Um estudo sobre a perda de aves insetívoras de sub-bosque na Costa Rica encontrou, ao contrário, que a disponibilidade de insetos não diminuiu nos fragmentos estudados, excluindo a possibilidade da menor quantidade de alimentos estar agindo para a diminuição das aves (Sekercioglu *et al.* 2002). Contudo, foi encontrado por vários trabalhos que fragmentos florestais comportam comunidades de invertebrados que diferem drasticamente daquelas de florestas intactas, com algumas espécies se tornando raras ou extintas e outras hiperabundantes (Brown & Hutchings 1997, Didham 1997). Os insetívoros da MSP não foram igualmente afetados, indicando que se houve uma redução da fauna de insetos, essa deve ter ocorrido em diferentes graus entre o grupo, afetando diferentes espécies de acordo com os elementos de sua dieta. É possível também que essa não seja a única causa das alterações encontradas.

Outra explicação freqüente para a diminuição de insetívoros é a baixa mobilidade que costumam ter frente ao isolamento de fragmentos e a nidificação próxima ao solo (Sodhi *et al.* 2004). Os insetívoros de sub-bosque e terrestres freqüentemente compartilham essas características e são amplamente conhecidos como guildas com alta propensão a extinção no Neotrópico (Willis 1979, Johns 1996).

No trabalho já citado de Sekercioglu *et al.* (2002), a baixa mobilidade é colocada como principal característica causadora da diminuição da diversidade e abundância de insetívoros de sub-bosque que encontraram na Costa Rica. Nesse estudo foi registrada menor quantidade de insetívoros de sub-bosque e não foram registrados insetívoros terrestres em fragmentos pequenos (4-5 ha). Bierregaard *et al.* (1992) também advertem

sobre os problemas do isolamento para a conservação, considerando 80m desmatados como uma barreira intransponível para alguns insetos e mamíferos e pela vasta maioria de aves de sub-bosque, na Amazônia.

O presente estudo separa os insetívoros de estratos baixos da floresta em ‘insetívoros de sub-bosque’ e ‘insetívoros de forrageamento terrestre’. Os resultados mostraram que a proporção de ‘insetívoros de forrageamento terrestre’ ausentes na MSP é acentuadamente maior do esperado por extinções aleatórias, concordando com muitos estudos que se referem a essa guilda como excepcionalmente vulnerável à fragmentação (Stouffer & Bierregaard 1995, Stratford & Stouffer 1999, Bierregaard & Stouffer 1997).

Stratford & Stouffer (1999), analisaram nove espécies de insetívoros terrestres em áreas pré e pós-isolamento na Amazônia, perto de Manaus. Foi encontrado que, após o isolamento, todas essas espécies desapareceram em áreas de 1 ha, 68% delas desapareceram em fragmentos de 10 ha e 31% não foram registradas em áreas de 100 ha. No presente estudo a redução foi ainda mais drástica: 67% dos ‘insetívoros de forrageamento terrestre’ presentes no Caraça estão ausentes na MSP (147 ha). É concluído por Stratford & Stouffer que fragmentos de até 100 ha contribuem pouco para persistência dessas espécies. Os autores não revelam os mecanismos responsáveis pela extinção das espécies, mas especulam sobre as evidências existentes, indicativas de que a vulnerabilidade dos insetívoros terrestres se deva à combinação de grandes áreas de vida, hábitos sedentários e preferência por florestas maduras.

As únicas espécies de ‘insetívoros de forrageamento terrestre’ que persistem na MSP são as duas menores (*Scytalopus indigoticus* 16g e *Lochmias nematura* 22g); as espécies poderiam ser, mas não foram registradas na MSP e que habitam o Caraça, são

aquelas de maior porte (*Sclerurus scansor* 37g, *Malacoptila striata* 44g, *Dendrocolaptes platyrostris* 62g e *Chamaeza meruloides* 69g). É possível que o tamanho maior das últimas esteja acentuando suas susceptibilidades à fragmentação, sendo um importante fator na previsão de extinção nessa guilda. O gênero *Sclerurus* e outras espécies que forrageiam solitariamente no chão são as espécies de insetívoros consideradas mais vulneráveis nos fragmentos estudados pelo projeto 'Biological Dynamics of Forest Fragments', na Amazônia (Bierregaard & Stouffer 1997).

Curiosamente, a guilda 'insetívoros de sub-bosque', freqüentemente considerada sensível, apresentou menos espécies ausentes na MSP do que o esperado, apesar de também ter diminuído em relação ao Caraça. No entanto, os resultados são muito diversificados e refletem a complexidade das espécies, do ambiente e da interação entre eles. Por exemplo, Sekercioglu *et al.* (2002) verificaram menos indivíduos e espécies de 'insetívoros de sub-bosque' em pequenos fragmentos da Costa Rica (4-5 ha) se comparados a outro de 227 ha. Já, o trabalho de Christiansen & Pitter (1997) contrasta com o citado, revelando um aumento na abundância de pequenos insetívoros de sub-bosque em Lagoa Santa, Minas Gerais. Esses autores sugerem que isso pode se dever a um aumento na disponibilidade de insetos no remanescente por causa do aumento na borda.

Willis (1979) apresenta um resultado similar ao do presente estudo em São Paulo, revelando crescente perda de insetívoros grandes que forrageiam no chão e aumento da abundância de várias espécies de insetívoros de sub-bosque à medida que diminui a área dos fragmentos. O estudo de Renjifo (1999) em fragmentos nos Andes colombianos também está de acordo com o presente estudo, verificando extinção local da maior parte

dos insetívoros que forrageiam no solo e persistência da maioria dos insetívoros de sub-bosque.

A fragmentação aumenta o efeito de borda e altera características abióticas do ambiente, como umidade, incidência de luz, vento, que devem afetar toda a comunidade (Laurance & Bierregaard 1997). A borda da mata recebe maior insolação e vento que o interior da floresta, o que modifica a temperatura e a umidade relativa (Bierregaard *et al.* 1992). Tais modificações climáticas podem ser mais um fator negativo para os insetívoros terrestres, como muitos são associados aos sítios mais escuros da mata. Por outro lado, algumas espécies podem se beneficiar desse resultado, por serem adaptadas a ambientes mais ensolarados ou tolerantes a clareiras. Esse pode ser o motivo da proporção de ‘insetívoros de copa’ ser maior do a esperada entre as espécies da MSP, sendo que essa guilda é composta de grande número de espécies adaptadas a ambientes abertos, como *Colonia colonus* e *Myiarchus ferox*.

A persistência de muitos frugívoros depende da disponibilidade de frutas suculentas durante todo o ano, o que é complicado em fragmentos pequenos (Leck 1979, Willis 1979). Uezu (2006) obteve em fragmento da Mata Atlântica do Pontal do Paranapanema, em São Paulo, que os frugívoros apresentam correlação positiva com a área dos fragmentos, argumentando que esse resultado confirma a necessidade desse grupo de disporem de maiores áreas para forragear.

O corte seletivo pode ser crítico para as os frugívoros se as árvores retiradas forem importantes fontes de alimento ou se constituírem espécies chaves, que sustentam essas espécies fornecendo alimento durante épocas de escassez. Frugívoros que dependem desses recursos durante momentos de escassez de alimento podem ser extintos

com sua eliminação (Lambert & Marshall 1991, Kattan *et al.* 1994). Palmeiras e fícus são exemplos comuns de espécies chaves para frugívoros nas florestas tropicais (Lambert & Marshall 1991, Galetti & Aleixo 1998). Galetti *et al.* (1997) expõem e discutem sobre a ameaça causada pela extração de palmeiras *Euterpe edulis* e de lauráceas à jacutingas na Mata Atlântica paulista. Essas aves se alimentam em parte das frutas dessa palmeira, que possui grande valor econômico por fornecer palmito, sofrendo acentuada extração. Foram relatadas muitas outras aves que se alimentam dessa palmeira, notavelmente Psitacídeos, Cotingídeos, Cracídeos e Ranfastídeos. Foi registrada por Galetti & Aleixo (1998) uma menor abundância de duas espécies das últimas famílias onde há extração dessa palmeira, apesar de não ter sido esclarecida a relação de causalidade. A extração de espécies chaves para os frugívoros pode estar ocorrendo na MSP, afetando-os, já muitas vezes são economicamente rentáveis e que existe ali extração de madeira, ainda que proibida.

A guilda ‘frugívoros/insetívoros arbóreos de frutos grandes’ apresenta mais espécies ausentes na MSP do que o esperado por um regime de extinções aleatórias. Essa guilda agrupa espécies de tamanho de corpo superior ao das guildas de ‘frugívoros/insetívoros pequenos de copa’ e ‘frugívoros/insetívoros pequenos de sub-bosque’ e aves de famílias reconhecidamente sensíveis como Psittacidae, Ramphastidae e Cotingidae. É possível que o tamanho de corpo e suas conseqüentes demandas ecológicas estejam contribuindo para a maior sensibilidade da primeira guilda em relação às últimas.

Willis (1979) encontrou acentuada perda de frugívoros de frutos grandes em pequenos fragmentos e especula que pode ser resultado dos requerimentos dessas espécies, que exigem disponibilidade de muitas espécies de árvores, fornecendo alimento durante todas as estações. Uezu *et al.* (2005), na Mata Atlântica paulista, Kattan *et al.*

(1994), nos Andes colombianos e Christiansen & Pitter (1997) em Lagoa Santa, Minas Gerais, adotam a mesma explicação para justificar a conclusão que chegaram de que os frugívoros grandes de copa são muito sensíveis à fragmentação.

Dentre as espécies frugívoras arbóreas grandes que estão no Caraça e poderiam estar na MSP, mas não foram ali registradas, estão representantes das famílias citadas como sensíveis *Pyrrhura frontalis* e *Diopsittaca nobilis*, psitacídeos, *Ramphastos dicolorus*, ranfastídeo e *Pyroderus scutatus*, cotingídeo.

A última família se demonstrou muito sensível à fragmentação, não ocorrendo nenhum representante na MSP. As cotingas são conhecidas por dependerem muito de pequeno número de famílias de plantas, quando consideradas suas dietas frugívoras (Snow 1982). As espécies de Cotingidae presentes no Caraça e que poderiam se encontrar, mas não foram observadas na MSP são a já citada, *Pyroderus scutatus*, e *Phibalura flavirostris*. O estudo de Renjifo (1999) nos Andes colombianos também revelou os cotingídeos como família extremamente sensível à fragmentação, verificando extinção local de duas das três espécies da família nos fragmentos estudados, sendo que a persistente (*Pyroderus scutatus*) só se encontra em poucos fragmentos. Antunes (2005) obteve como guilda mais sensível os frugívoros grandes de dossel, verificando a extinção de *Pyroderus scutatus* e *Ramphastos dicolorus*, entre outros, em fragmento de cerca de 1.400 ha, na Mata Atlântica de São Paulo.

Além de promover maiores requerimentos alimentares e áreas de vida grandes, o tamanho de corpo grande é um atrativo para os caçadores e facilita o abate e captura. Apesar do tamanho de corpo grande, que traz vários problemas em ambientes fragmentados, características como a grande capacidade de vôo ou tolerância a matriz,

presente em várias espécies dessa guilda, podem estar contrabalanceado os efeitos negativos, auxiliando a persistência de algumas espécies como *Aratinga leucophthalmus* (158g), *Patagioenas picazuro* (279g) (Willis 1979). Porém, várias outras têm essas propriedades, mas mesmo assim não foram registradas na MSP, o que indica que essas propriedades não são suficientes para explicar a presença ou ausência das espécies dessa guilda.

Os ‘frugívoros/insetívoros pequenos de copa’ estão em menor diversidade na MSP do que no Caraça, e estão ausentes na MSP em proporção ligeiramente maior do que o esperado. No entanto, é importante ressaltar que muitas espécies dessa guilda, ausentes na MSP, compartilham características importantes na determinação da propensão à extinção: todas as espécies da categoria incomum/rara não foram registradas na MSP (*Laniisoma elegans*, *Phibalura flavirostris*, *Tityra cayana*, *Pachyramphus validus*, *Pachyramphus viridis*). Entre as espécies da guilda ‘frugívoros/insetívoros arbóreos pequenos de copa’ que persistem na MSP, muitas são bem adaptadas a ambientes luminosos e possuem elevada plasticidade alimentar. Desse modo, a guilda acaba por conter espécies muito sensíveis, como os cotingídeos citados, ausentes na MSP e espécies resilientes como *Pitangus sulphuratus* e *Thraupis sayaca*, que em sua maior parte persistem na MSP. Assim, o resultado obtido de que a ausência de espécies dessa guilda é ligeiramente maior do que o esperado deve ser avaliado com cuidado, já que o grau de dependência de frutos provavelmente influi na sensibilidade das espécies, estando aquelas mais dependentes, mais sujeitas à extinção.

Os ‘frugívoros/insetívoros pequenos de sub-bosque’ estão acentuadamente em menor número entre as espécies ausentes na MSP do que o esperado por extinções

aleatórias. Essa guilda também é representada por muitas espécies que podem variar suas dietas de acordo com a disponibilidade de alimento, sendo muitas vezes consideradas onívoras por outros trabalhos. Tais espécies, como *Turdus leucomelas*, *T. amaurocalinus* e *T. rufiventris* são conhecidas pela forte resiliência à fragmentação, provavelmente advinda da grande plasticidade de seus hábitos alimentares (Willis 1979, Goerck 1997, Renjifo 1999). Além disso, essa guilda está representada no Caraça em quase sua totalidade por espécies classificadas como freqüentes em bordas e florestas secundárias, típicas de ambientes luminosos, como *Myiodynastes maculatus* e *Chiroxiphia caudata*. A única exceção é *Turdus albicollis*, classificada como de interior de florestas e que está ausente na MSP. Assim, as alterações ambientais conseqüentes da fragmentação podem estar beneficiando e permitindo o estabelecimento ou persistência de espécies generalistas também quanto ao uso de habitat. Isso foi sugerido também pelo estudo de Antunes (2005), na Mata Atlântica paulista, em relação ao aumento na abundância encontrado em espécies típicas de bordas.

Os ‘frugívoros/insetívoros grandes terrestres’ apresentam número esperado de espécies ausentes na MSP. No entanto, essas espécies possuem tamanho de corpo grande, característica que geralmente traz problemas em ambientes fragmentados, como atração de caçadores e altos requerimentos alimentares. No entanto, as espécies dessa guilda estão representadas no Caraça por espécies comuns ou razoavelmente comuns e somente *Odontophorus capueira* e *Crypturellus tataupa* não estão na MSP.

Snow (1981) descreve a diferença existente entre frutas adaptadas à dispersão por espécies não-especialistas e aquelas adaptadas a dispersão por frugívoros especialistas. Segundo esse autor frugívoros não-especialistas consomem frutos menos energéticos.

Plantas de vegetações secundárias, especialmente as que colonizam bordas, apresentam tipicamente frutos desse tipo. As guildas ‘frugívoros/insetívoros pequenos de sub-bosque’ e ‘frugívoros/insetívoros pequenas de copa’ do presente estudo apresentam muitas espécies que se incluem na categoria de frugívoros não-especialistas de Snow, como *Tachyphonus coronatus*, *Elaenia obscura* e *Tangara cayana*, presentes na MSP. Essas guildas, no entanto, contêm também alguns frugívoros especialistas, como os piprídeos *Ilicura militaris* e *Chiroxiphia caudata*, mas o grau de especialização dessas espécies é menor que das cotingas, por exemplo, alimentando-se apenas de frutas pequenas. Snow coloca ainda que os frutos dispersados por frugívoros especializados possuem sementes usualmente maiores e que as árvores que os produzem são típicas de florestas maduras. A guilda ‘frugívoros/insetívoros grandes arbóreos’ contém *Ramphastos dicolorus* e *Pyroderus scutatus*, frugívoros pertencentes às famílias citadas como altamente especializadas por Snow (cotingídeos e ranfastídeos), ambos ausentes na MSP. Os resultados obtidos no presente estudo sugerem que tais diferenças entre as frugivorias podem estar determinando a maior sensibilidade dos frugívoros grandes em relação aos pequenos.

Renjifo (1999), em seu estudo em fragmentos dos Andes colombianos, encontrou resultado similar ao do presente estudo, verificando alta sensibilidade à fragmentação em frugívoros grandes em comparação aos pequenos. O autor registrou a extinção local de sete frugívoros grandes em fragmentos, enquanto todos os pequenos persistem.

Não só o declínio da disponibilidade de frutas pode ter um efeito drástico nos frugívoros como diminuição de espécies frugívoras pode, por sua vez, ter consequência graves para a vegetação. Isso porque existe uma estreita relação entre essas aves e

diversas espécies de plantas, que resulta na dispersão de sementes. Alguns estudos como o de Tabarelli (2004) seguem esse argumento, atribuindo a extinção de certas árvores ornitocóricas à ausência de seus dispersores. Viana *et al.* (1997) e Howe (1984) encontraram baixo recrutamento dessas plantas em fragmentos e Thebaud & Strasberg (1997) baixas taxas de recolonização. Ambos os trabalhos também acusam que os efeitos negativos sofridos pelas plantas são resultado da extinção de dispersores e polinizadores. A diminuição dos frugívoros altera a dinâmica da interação animal-plantas e pode resultar em um efeito cascata: dificilmente ocorrerá recolonização de aves em fragmentos isolados com disponibilidade insuficiente de árvores ornitocóricas e vice e versa. Isso porque, não só essas aves dependem de recursos providos pela floresta, mas a viabilidade funcional da floresta depende de processos ecológicos desempenhados pelas aves (Gray *et al.* 2007).

Os nectarívoros também possuem papel importante na retroalimentação da floresta como polinizadores de diversas plantas, existindo uma ampla gama de espécies que são polinizadas por aves que se alimentam de néctar (Bawa 1990). Essa interação planta-polinizador pode ser prejudicada em fragmentos pequenos e isolados, levando, em consequência, à menor taxa de reprodução e de fluxo gênico (Bawa 1990).

No presente estudo, os ‘nectarívoros/insetívoros’ apresentaram um menor número de espécies entre as ausentes na MSP do que o esperado por extinções aleatórias, apesar de diminuído na MSP em relação ao Caraça. Entre os onze ‘nectarívoros/insetívoros’ presentes no Caraça que poderiam estar na MSP, estão ausentes somente os troquilídeos *Calliphlox amethystina* e *Leucochloris albicollis*. *Calliphlox amethystina* é a única espécie da guilda classificada como ‘incomum/rara’ e de interior de floresta, duas características encontradas como sendo determinantes de sensibilidade à fragmentação.

Leucochloris albicollis, no entanto, é uma espécie classificada como 'comum' e que freqüenta florestas secundárias. A ausência dessa espécie, portanto, não é explicada pelas características estudadas.

Outros trabalhos também concluíram que os nectarívoros não demonstraram sensibilidade à fragmentação (Bierregaard & Stouffer 1997, Renjifo 1999, Anjos 2001). A habilidade que essas aves freqüentemente possuem de usar clareiras e bordas pode estar ajudando essas espécies a não serem afetadas pelas mudanças que sucedem distúrbios, como foi sugerido por alguns dos estudos citados. Além disso, a habilidade em usar tais ambientes indica capacidade de atravessar de um fragmento para outro (Bierregaard & Stouffer 1997, Sekercioglu *et al.* 2002).

Contudo, Willis (1979) encontrou que os 'nectarívoros/insetívoros' são menos diversos e numerosos nos fragmentos. No entanto, entre os fragmentos avaliados por ele estava um muito menor que a MSP, de 21 ha, onde realmente encontrou redução de riqueza e abundância acentuada. Se considerado somente o médio (250 ha) comparado ao maior deles (1400 ha), somente uma espécie está ausente, resultado similar ao aqui obtido. O resultado de Willis contrasta bastante, no entanto, com o obtido por Bierregaard & Stouffer (1997), já que os últimos encontraram que nectarívoros não tiveram respostas negativas à fragmentação em áreas tão pequenas quanto 100, 10 e 1 ha. Contrasta também com o resultado Renjifo (1999) que verificou a extinção de somente uma espécie dessa guilda em fragmentos de aproximadamente 20 ha, nos Andes colombianos, sendo uma das menores taxas de extinção por ele registradas. Anjos (2001) também encontrou resultado muito discrepante em relação ao de Willis (1979) no Paraná, onde a riqueza da

guilda não teve relação com a área dos fragmentos e a abundância relativa cresce com o decréscimo da área e a maior delas foi encontrada no mais isolado dos fragmentos.

Os carnívoros são considerados extremamente sensíveis (Diamond *et al.* 1987, Gillespie 2001, Laurance *et al.* 1997). A perda dessas espécies geralmente está associada a baixas densidades populacionais, tamanho de corpo grande e a pressão de caça (Gillespie 2001). Apesar de serem freqüentemente considerados sensíveis, Ribon *et al.* (2003) não encontrou os carnívoro mais ameaçados que o esperado aleatoriamente em Viçosa. Na MSP, a guilda 'carnívoros' tem menos espécies na MSP do que o esperado aleatoriamente, ainda que levemente. A extinção de espécies raptoras pode causar uma série de desequilíbrios na comunidade, podendo levar a um aumento da densidade de pequenos mamíferos, que, por conseguinte, predarão maior quantidade de outras aves, filhotes ou ovos (Sodhi *et al.* 2004).

Estado de raridade

O estado de raridade se mostrou importante para a persistência das espécies no presente estudo, estando as espécies incomuns ou raras em maior número entre as ausentes na MSP, do que o esperado por extinções aleatórias. Outros trabalhos encontraram que espécies raras estão mais sujeitas a extinção do que as abundantes (Manne & Pimm 2001, Renjifo 1999), sendo freqüentemente considerada como a melhor características para prever propensão a extinção (McKinney 1997).

A raridade, no entanto, não é um fator independente e está correlacionada a variáveis como tamanho de corpo, flexibilidade de habitat e distribuição geográfica. Assim, as espécies raras freqüentemente possuem populações localizadas, de baixa

densidade e são especializadas (McKinney 1997, Laurance *et al.* 1997), características que dificultam a persistência dessas espécies em ambientes fragmentados. Essas espécies muitas vezes não se adaptam bem a modificações ambientais, ficando confinadas às áreas de distribuição estreitas que suprem suas exigências. A interação entre os atributos biológicos individuais e as características extrínsecas bióticas e abióticas do ambiente é que irão determinar o estado de raridade de uma espécie. Dessa forma, a escassez e má distribuição das populações e restrições ambientais que as espécies raras freqüentemente apresentam podem diminuir a chance de recolonização e ‘efeito de resgate’ (Wu & Vankat 1995), fato drástico em um ambiente fragmentado e isolado. Assim, espécies que possuem abundância naturalmente baixa são mais propensas à extinção do que as abundantes e, quando isoladas em fragmentos, suas populações se tornam ainda menores e mais vulneráveis por uma variedade de fatores determinísticos e estocásticas, como deterioração genética e variações demográficas (Davies *et al.* 2000).

Karr (1982) em seu estudo na Ilha Barro Colorado, no Panamá, não encontrou na raridade das espécies de aves um bom indicador de propensão à extinção de espécies, sendo que grande número das espécies extintas nessa ilha são abundantes na área grande adjacente. Contrariamente ao último e em acordo com o presente estudo, Uezu (2006), encontrou em estudo em fragmentos da Mata Atlântica paulista que espécies de aves raras e incomuns (segundo Stotz *et al.* 1996) estão associadas positivamente com o tamanho dos fragmentos, o que denota a sensibilidade dessas espécies à fragmentação. Renjifo (1999) em fragmentos dos Andes colombianos também encontrou forte associação do estado de raridade das espécies de aves à extinção, utilizando como

classificação de estado de raridade a abundância relativa no Neotrópico, fornecida por Stotz *et al.* (1996), assim como Uezu e o presente estudo.

As espécies tropicais florestais são em média menos abundantes do que as que vivem nas áreas temperadas, muitas vezes porque possuem áreas de vida maiores (Stratford & Robinson 2005). Isso promove uma maior sensibilidade à perda de área pelas espécies de florestais tropicais em comparação às de florestas temperadas.

Flexibilidade no uso de habitat

A flexibilidade no uso de hábitat é reconhecida como fator de influência na sensibilidade de aves (Sekercioglu *et al.* 2002, Stouffer & Bierregaard 1995, Newmark 1991, McKinney 1997, Laurance *et al.* 1997, Anjos 2006, Uezu 2006). Esse atributo biológico está, assim como guildas de forrageamento, relacionado à especialização, podendo as espécies apresentar nichos mais ou menos estreitos. É esperado, então, que distúrbios do ambiente provocados por desmatamento ou fragmentação, por exemplo, afetem mais espécies pouco flexíveis, mais restritas ao habitat original. De fato, o resultado corrobora a expectativa, sendo as espécies típicas de bordas e florestas secundárias menos ausentes na MSP do que o esperado. Espécies capazes de habitar esses ambientes provavelmente possuem maior adaptabilidade a ambientes modificados pelo homem (Laurance *et al.* 1997).

Além disso, a menor sensibilidade dessas espécies pode estar relacionada a uma boa capacidade de dispersão, já que provavelmente são mais tolerantes a áreas mais abertas. A teoria clássica de metapopulação argumenta que sub-populações isoladas são periodicamente extintas e podem ocorrer eventos de recolonização por outras sub-

populações (Levins 1970). Assim, possuir boa capacidade de dispersão é uma grande vantagem em ambientes fragmentados, pois aumenta a possibilidade de ‘efeitos de resgate’ e de colonizar novas áreas (Tilman *et al.* 1994, Lens *et al.* 2002, Henle *et al.* 2004). Gillespie (2001), nas florestas da Nicarágua e Newmark (1991), na Tanzânia, encontraram resultado similar, sugerindo que aves que requerem floresta mais sólida para sobreviver irão decair com o aumento do desmatamento, enquanto que aquelas que se estabelecem em florestas e em áreas não florestais tenderão a expansão. Anjos (2006) avaliou sensibilidade a fragmentação de espécies de aves em fragmentos de Mata Atlântica no Paraná, e concluiu que aquelas tolerantes a bordas são menos sensíveis do que as restritas ao interior da floresta. Uezu (2006) classificou as espécies de fragmentos da Mata Atlântica de São Paulo quanto ao número de tipo de floresta utilizados de acordo com Stotz *et al.* (1996) e obteve que espécies com baixa flexibilidade na utilização de diferentes tipos de florestas são mais sensíveis a perda de habitat do que as outras.

Apesar da intolerância a bordas e florestas secundárias ser um fator associado à ausência de espécies na MSP, algumas espécies que apresentam essa característica persistem mesmo sendo altamente relutantes em atravessar áreas abertas, como *Scytalopus indigoticus* e *Drymophila ferruginea*. Isso indica que pelo menos algumas dessas espécies podem ser capazes de manter populações isoladas, apesar de não se saber por quanto tempo. Brooks *et al.* (1999b) sugerem que fragmentos com área em torno de 1000 ha sofrem a metade das extinções que irão presenciar em aproximadamente 50 anos de isolamento, estimando o intervalo de tempo entre a formação do fragmento e as extinções dela derivadas. Seguindo esse raciocínio, extinções ainda estão para ocorrer na

MSP e podem atingir essas espécies, que possuem ali populações pequenas e são inábeis em dispersar por áreas abertas.

A especialização no uso de habitat é particularmente importante nos trópicos (Janzen 1967), possivelmente porque suas espécies são menos adaptadas a variações climáticas do que as nativas de ambientes temperados (Stratford & Robinson 2005). Assim, a especialização de habitat não costuma ser levada em conta em estudos sobre extinção na zona temperada, onde as espécies são fisiologicamente preparadas para as grandes alterações de um clima acentuadamente sazonal. Em contrapartida, é essencial que esse fator seja considerado para estudos sobre a propensão de extinção nos trópicos, já que com a fragmentação e retirada de madeira ocorrem mudanças microclimáticas importantes para as quais muitas espécies não estão adaptadas (Stratford & Robinson 2005). Como mencionado, a flexibilidade de hábitat também está relacionada à capacidade de dispersão. Ao contrário das espécies de região temperada, muitas do Neotrópico não possuem habilidade de dispersão. Para estudos de extinção e conservação nas altas latitudes essa característica é considerada irrelevante, mas não pode ser descartada nos trópicos.

A heterogeneidade de habitat é importante na determinação da biodiversidade em florestas (Gimenes & Anjos 2003). Essa característica é refletida na estrutura da floresta e na composição dos estratos de forrageamento, que podem sofrer alterações por distúrbios como a fragmentação e a extração de árvores. Bierregaard & Lovejoy (1989) em estudos em fragmentos amazônicos notaram o aparecimento de espécies de estratos mais altos da floresta em redes que capturam espécies de sub-bosque, após isolamento. Esses autores discutem sobre o fato especulando que essas aves podem estar aumentando amplitude de

fornagem, devido a mudanças na distribuição dos insetos ou a um relaxamento competitivo advindo da reconhecida diminuição de espécies de níveis mais baixos. Alternativamente, argumentam ainda que o uso de níveis mais baixos por essas espécies pode não ser derivado de um relaxamento competitivo, mas que a diminuição dos insetívoros de níveis baixos pode estar ligada à descida dessas espécies, que podem estar os prejudicando.

Diferentemente, o número ou altura do estrato de forrageamento utilizados pelas aves não são relacionados com a ausência de espécies na MSP. Não seria uma surpresa a relação do estrato de forrageamento com a propensão à extinção levando em conta a miscelânea de alterações geradas pela fragmentação. No entanto, se a causa dessa possível relação for ligada à plasticidade ambiental, o número ou altura de estrato utilizado pelas espécies será provavelmente mais significativo em florestas que apresentam estratificação mais acentuada e bem definida, como a floresta Amazônica. As matas analisadas (MSP e Caraça) possuem dossel relativamente mais baixo e apresentam estratificação menos definida. Anjos (2006), em seu já citado trabalho, não encontrou relação entre estrato de forrageamento e sensibilidade das aves na Mata Atlântica paranaense. Ao contrário, em fragmentos da Mata Atlântica próximos à Viçosa, aves de sub-bosque e terrestres são compostas por maior número de espécies ameaçadas que as habitantes de estratos médios e altos; assim como aves que se restringem a um estrato contêm mais ameaçadas em relação às que se servem de dois ou mais (Ribon *et al.* 2003). Uezu (2006) na Mata Atlântica paulista encontrou o resultado similar de que espécies restritas a um estrato são positivamente correlacionadas ao tamanho do fragmento, apesar do número e tipo de estrato utilizado não serem bons previsores de vulnerabilidade no

local de estudo. Os dois autores argumentam que esses resultados advêm possivelmente da maior plasticidade ecológica das espécies que usam dois ou mais estratos. Curiosamente, o presente estudo encontrou que espécies generalistas no uso de estratos, utilizando tanto estratos altos como baixos, estão mais ausentes na MSP do que o esperado pela comunidade aleatória, apesar dessa diferença não ser significativa.

O uso de diferentes estratos de forrageamento também pode ser determinante de vulnerabilidade à extinção se houver discrepâncias na taxa de predação que neles ocorrem. Karr (1982) concluiu por seus estudos comparativos no Panamá que espécies associadas aos níveis baixos da floresta são mais suscetíveis à extinção do que àquelas encontradas em níveis altos. O autor argumenta que esse resultado pode ser reflexo da abundância de predadores de médio e pequeno porte, diferenciada nas duas áreas comparadas. Segundo sua hipótese, a ilha estudada (fragmento pequeno), não sofria pressão de caça como a área grande adjacente, tendo maior quantidade de predadores que afetam principalmente aves de sub-bosque e terrestres. Outros estudos encontraram maior predação de ninhos artificiais na ilha e suportam essa hipótese.

Endemismo

Vários estudos apontam para uma maior sensibilidade de espécies que estão na borda de sua distribuição (Brooks 2000, Ribon *et al.* 2003, Uezu 2006). Isso porque a presença de espécies próximas aos seus limites ecológicos faz com que estejam em menor densidade e que tenham menor disponibilidade do habitat a que são restritas. Além disso, a recolonização de uma área no extremo da distribuição é menos provável, já que as populações fontes são mais escassas do que na região central (Renjifo 1999). Temia-se

que, em decorrência da localização mais a oeste da MSP em relação ao Caraça, houvesse uma rarefação natural de espécies endêmicas da Mata Atlântica, como estão mais ainda na borda de sua distribuição do que já estão na segunda reserva. Isso poderia ser um ruído importante ao estudo da fragmentação, já que seria possível se estar atribuindo a esse evento, ausências na realidade naturais. No entanto, espécies endêmicas não estão mais ausentes na MSP do que o esperado pelo regime aleatório. Provavelmente pelo fato do Caraça também se encontrar em uma área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, ainda que mais a leste do que a MSP. O endemismo não está entre os fatores que determinam ausência de espécies na MSP. No entanto, vale lembrar que espécies endêmicas estão mais sujeitas a extinção quando analisadas na escala de seu bioma, já que sua existência lhe é restrita (Pimm & Askins 1995). Na MSP não foram registradas algumas das espécies endêmicas da Mata Atlântica presentes no Caraça que constam em listas vermelhas, como *Odontophorus capueira*, ameaçada em Minas Gerais e *Muscipira vetula*, globalmente quase ameaçada. Uezu (2006) encontrou para áreas de Mata Atlântica no estado de São Paulo que as espécies endêmicas são mais sensíveis à perda de hábitat.

Conclusão

Ao contrário do que postula a hipótese da ‘amostra aleatória’ (Connor ad McCoy 1979, Haila 1983), esse estudo verificou que a ausência de espécies na MSP não é fruto somente da perda de hábitat, mas também está relacionada a características intrínsecas das espécies. A partir dos resultados, puderam-se inferir quais os atributos biológicos mais importantes na determinação da sensibilidade das espécies à fragmentação.

A raridade e incapacidade de colonizar bordas e florestas secundárias são características de grupos de espécies que estão mais ausentes do que esperado por um regime de extinção aleatório na MSP, e são, por conseguinte, consideradas aqui como características que aumentam a propensão à extinção. Essas características se mostraram bastantes interessantes para estudos de previsão de extinção. Convém, no entanto, estar ciente da possibilidade de certas espécies raras e incomuns não terem sido detectadas durante o levantamento por estarem em densidades tão reduzidas ao ponto de se tornarem muito crípticas. No entanto, considerando o esforço amostral do trabalho, espécies não registradas, se presentes, possuem grandes chances de estarem ecologicamente extintas.

Tais características não são consideradas importantes na determinação de espécies sensíveis a fragmentação na zona temperada. Geralmente os fatores considerados mais relevantes nesse ambiente são o parasitismo da ninhada, a predação de ninhos e a abundância de presas, tidas muitas vezes como secundárias no Neotrópico (Stratford & Robinson 2005). Essas diferenças são esperadas, já que as espécies das duas regiões possuem histórias evolutivas distintas que resultam em adaptações fisiológicas e comportamentais desiguais.

Algumas guildas de forrageamento mostraram mais depauperadas e outras menos, e as informações derivadas da investigação dessa variável são bastante coerentes, sendo ‘insetívoro de forrageamento interno de tronco’, ‘insetívoros de forrageamento terrestre’ e ‘frugívoros/insetívoros grandes arbóreos’ as mais sensíveis e ‘frugívoros/insetívoros arbóreos pequenos de sub-bosque’ e ‘nectarívoros/insetívoros’ as mais resilientes. No entanto, deve-se ter cuidado nas avaliações conclusivas, porque os ruídos podem ser altos, devido às divergências na determinação das dietas das espécies. A escolha de descartar a classificação ‘onívoros’ diminui a subjetividade da classificação, já que não existe um limiar para considerar uma espécie frugívora ou onívora e faltam estudos de dietas para muitas espécies. Por outro lado, faz com que as guildas que abrangem ‘frugívoros/insetívoros’ agrupem espécies com graus muito diferentes de dependência de frutos. O ideal seria ter uma medida da dependência dessas espécies, para separar de modo mais objetivo as resilientes (menos dependentes) das sensíveis (mais dependentes). Estudos sobre a dieta de tais espécies são extremamente desejáveis (Lopes *et al.* 2005). Já, a classificação dos insetívoros é mais robusta, principalmente para as famílias Furnariidae, Dendrocolaptidae, Thamnophilidae, Formicariidae, Conopophagidae e Rhinocryptidae, pois as dietas são mais bem definidas e menos variáveis (Lopes *et al.* 2003). A análise das guildas, no entanto, reforça e remete à idéia de que a propensão à extinção está estreitamente relacionada à plasticidade ecológica das espécies, assim como os resultados para flexibilidade no uso de tipos de habitat. Esses resultados estão de acordo com outros trabalhos que mostram que espécies especialistas geralmente são negativamente afetadas pelos distúrbios, enquanto que as generalistas deles se beneficiam (e.g. McKinney 1997, Antunes 2005).

Uma análise holística indica que as variáveis biológicas estão interligadas e possuem efeitos sinérgicos. Por exemplo, uma espécie grande tem geralmente populações pequenas, espécies que não toleram bordas têm pouca capacidade de dispersão, espécies muito especializadas em seus requerimentos alimentares são freqüentemente raras e pouco tolerantes a mudanças. Além disso, a probabilidade de extinção de uma espécie depende da complexa rede de interações das características das espécies e variáveis ambientais que afetam tanto indivíduos quanto populações (Tracy & George 1992).

Esse trabalho sugere que as características biológicas que claramente podem ajudar a prever a sensibilidade de uma espécie à fragmentação são a especialização e estado de raridade. É importante advertir que nem todas as espécies ausentes na MSP são especialistas ou raras, devendo essa ausência estar relacionada a outros fatores. A previsão de extinção de uma espécie, no entanto, será certamente mais acertada se considerados os fatores conjuntamente.

Algumas espécies estão ausentes na MSP, mas não possuem nenhuma das características estudadas que provoca sensibilidade à fragmentação. Isso pode se dever a outras propriedades não investigadas ou simplesmente a perda de um micro-habitat importante para espécie.

A diminuição da riqueza de espécies pela perda de habitat é reconhecida e denota que fragmentos pequenos, como a MSP, não guardam toda biodiversidade da região original. Além disso, algumas espécies são mais sensíveis do que outras, sendo mais propensas à extinção. Esse fato é particularmente grave, pois se as extinções fossem aleatórias, uma coleção de fragmentos pequenos abrigaria mais espécies do que sob efeito de extinções direcionadas. Isso porque o resultado das últimas é a transformação

dos ambientes mega-diversos tropicais em ambientes mais homogêneos de espécies, com aquelas mais generalistas e adaptadas a mudanças persistindo, em detrimento das que possuem maiores requerimentos e nichos mais restritos. Isso tem sido observado em fragmentos isolados de uma mesma região que expõem comunidades empobrecidas e semelhantes, onde se pode perceber certa ordem na extinção das espécies (Faaborg 1979).

Devido às diferentes adaptações fisiológicas e comportamentais entre as espécies da região neotropical e as da temperada, é essencial que as características relevantes na determinação da propensão à extinção sejam determinadas tendo em vista a região em questão. Somente assim, podem ser escolhidas estratégias de conservação que supram as necessidades das espécies.

Os atributos biológicos encontrados como determinantes da sensibilidade à extinção (estado de raridade e especialização) e as características da paisagem que ocasionam a importância desses atributos (pequena área, efeitos de borda, isolamento), apontam para a necessidade de se manter áreas contínuas e íntegras de habitat. Essa é uma premissa habitual nos estudos de fragmentação que procuram soluções para manter as espécies mais sensíveis, e um consenso entre vários trabalhos sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. A manutenção e conservação dessas áreas devem ser, portanto, primordial. Fragmentos de 100 ha são frequentemente considerados como grandes por biólogos que estudam espécies de regiões temperadas, menos sensíveis a perda de área do que as do Neotrópico (Stratford & Robinson 2005). No entanto, como mostra esse estudo, esse é um tamanho pequeno e insuficiente para conservar as espécies tropicais. Ferraz *et al.* (2003) estima, a partir de estudos na Amazônia, que o tamanho mínimo para a conservação de aves de sub-bosque é de 1000 ha, e ainda ressalta que não é o ideal, já

que de acordo com suas estimativas até fragmentos de 10.000 ha perdem várias espécies quando isolados por um século.

O Quadrilátero Ferrífero ainda apresenta áreas significativas de mata, principalmente na porção drenada pela bacia do rio Doce. O entorno do Caraça, por exemplo, guarda ainda grandes áreas de mata contínua, tanto ao norte do Caraça até Caeté, tanto ao sul do Caraça na região de Mariana e Ouro Preto. Tem-se então a oportunidade de planejar devidamente a conservação da região e exigir que as medidas compensatórias e a determinação de novas UCs sejam realmente funcionais na manutenção das espécies, o que não é o caso com a criação de pequenas RPPNs isoladas. Claro que a RPPN MSP não é desprovida de valor: a comunidade de Nova Lima freqüenta a área aberta ao público, ocorrem atividades de educação ambiental, projetos de pesquisa e várias espécies habitam ali; mas certamente não é suficiente para conservar a biodiversidade da região.

Os resultados indicam que a conservação legítima dessa área necessita tanto de ações locais, que minimizem a deterioração de habitat e de populações, quanto de ações no nível paisagístico regional, planejando um desenho que permita a integração das populações, maximizando a dispersão. Durante o levantamento, foram testemunhadas várias atividades vetadas em uma área de proteção integral, no caso, uma RPPN (Camargos 2001). Foram identificadas extração de madeira e caça, práticas que promovem deterioração do habitat e da comunidade, o que explicita a necessidade de uma fiscalização mais eficiente. A caça em florestas tropicais é freqüentemente considerada insustentável (Bennet *et al.* 2002) e possui efeitos sinérgicos quando realizada em fragmentos (Peres 2001). Muitas áreas onde ocorre essa atividade tornam-se

'florestas vazias' (Redford 1992), depauperadas de espécies caçadas, o que provoca diversas conseqüências negativas para o ecossistema. O trabalho de Chiarello, que avaliou a situação de espécies cinegéticas (tradicionalmente caçadas) de mamíferos e aves em seis fragmentos de Mata Atlântica do Espírito Santo, explicita a importância da fiscalização no combate à caça. Foi demonstrado por esse trabalho que a manutenção dessas espécies está relacionada à qualidade da fiscalização (Chiarello 2000). A caça é especialmente grave em fragmentos isolados próximos à área urbana, como a MSP. Isso porque além das populações afetadas serem dificilmente reabastecidas por migrações, seja pela limitação de mobilidade ou por escassez de populações fonte, a fragmentação permite melhor acesso de caçadores às matas (Robinson 1996 em Chiarello). Já, a extração de madeira é nociva às aves por alterar o micro-clima, permitindo maior penetração da luz, e diminuir a disponibilidade de recursos, como frutas, cavidades de árvores e néctar.

Além de uma fiscalização efetiva, outra ação local poderia ser a realização de manejos na reserva que amortecem o efeito de borda. Podem, por exemplo, serem feitos plantios de bordadura preferencialmente com espécies de ciclo longo, altas, perenifólias, com flores e frutos utilizados pela fauna nativa (Viana & Pinheiro 1998). Em muitas áreas, a zona de amortecimento pode ser fácil e passivamente obtida permitindo o crescimento de árvores na borda do fragmento (Stratford & Robinson 2005). Tais ações são de extrema importância para espécies que não toleram alterações ambientais, como aquelas que evitam bordas e florestas secundárias.

Como ação no nível regional é desejável a implantação de corredores ecológicos na região do QF (Vasconcelos 2007b), que é facilitada pela presença na região de uma rede hidrográfica extensa com matas ciliares relativamente preservadas (Spósito &

Stehmann 2006). Essa ação seria provavelmente crítica principalmente para a preservação de espécies de baixa densidade e incapazes de atravessar matrizes não-florestadas. Isso porque permitiria recolonizações e ‘efeito de resgate’ (Newmark 1991, Stratford & Robinson 2005), onde muitos fragmentos seriam totalmente circundados por matriz urbana ou de cavas e depósitos de rejeitos de mineração. Além do mais, a manutenção das matas ciliares já é prevista por lei.

Apesar das diferenças existentes entre o Caraça e a MSP, a última pode servir de exemplo do que pode acontecer com a comunidade do Caraça se as matas do entorno forem devastadas. Nem toda área protegida pelo Caraça é florestal e provavelmente a grande biodiversidade que a reserva guarda está relacionada às matas do entorno, não protegidas. Como mostrou esse trabalho, o isolamento e a diminuição de área provocam efeitos diferentes nas espécies e poderi-se-a esperar efeito semelhante no Caraça. É urgente a preservação de outras áreas no entorno do Caraça, levando em conta a conexão dos remanescentes.

A maioria dos fragmentos da região pertence a mineradoras e seu destino depende das atitudes dessas empresas. Essas atitudes devem, portanto, ser controladas pelo governo a partir da fiscalização, cobranças de medidas mitigadoras e compensatórias e na criação de Unidades de Conservação. As medidas mitigadoras e compensatórias consistem em modos prevenir impactos e de cobrar pela destruição derivada das atividades de exploração das empresas, como a mineração. Uma medida compensatória de degradação ambiental usualmente exigida é a criação de RPPN pela empresa causadora do dano (Mesquita & Vieira 2004), como é o caso da MSP. A proteção de uma área é uma medida interessante para a conservação, mas, como mostra o presente estudo,

é importante investigar o valor real que tem para a preservação das espécies. Frequentemente as áreas escolhidas são fragmentos pequenos e provavelmente não são auto-sustentáveis. Por conseguinte, estudos que avaliam o estado de conservação de áreas já protegidas são indispensáveis, para verificar se as espécies estão de fato protegidas, indicar planos de manejo e constituir conhecimento sobre o que funciona ou não para a criação de futuras UCs.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, M.A.S. 2007. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. *Rev. Bras. Ornitol.* 15(2):231-238.
- ANDÉN, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76:235-242.
- ANDERSEN, M., THORNHILL, A. & KOOPOWITZ, H. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical Forest Remnants* 281-291. University of Chicago Press, Chicago.
- ANJOS L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12:11-27.
- ANJOS, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica* 38(2):229-234.
- ANTUNES, A.Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba* 13(1):47-61.
- ANTUNES, F.Z. 1986. Caracterização climática do Estado de Minas Gerais. *Informe Agropecuário* 138:9-13.
- AUGUST, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64:1495-1507.

- BARLOW, J., PERES, C.A., HENRIQUES, L.M.P, STOUFFER, P.C., WUNDERLE, J.M.
2006. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires:
An Amazonian synthesis. *Biol. Conserv.* 128:182-192.
- BAWA, K.S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 21:399-422.
- BAZZAZ, S.L. 2004. Tropical forest bird extinctions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35:323-345.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell, Oxford.
- BENNETT, E.L., MILNER-GULLAND, E.J., BAKARR, M., EVES, H.E., ROBINSON, J.G. & Wilkie, D.S. 2002. Hunting the world's wildlife to extinction. *Oryx* 36(4):328-329.
- BENNETT, P.M & OWENS, I.P.F. 1997. Variation in extinction risk among birds : chance or evolutionary predisposition ? *Proc. R. Soc. Lond.* 264(B):401-408.
- BIERREGAARD Jr, R.O. & STOUFFER, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical Forest Remnants* 138-155. University of Chicago Press, Chicago.
- BIERREGAARD Jr, R.O. & LOVEJOY, T.E. 1989. Effect of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta am.* 19: 215-241.
- BIERREGAARD Jr, R.O., LOVEJOY, T.E., KAPOS, V., SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rain Forest fragments. *Bioscience* 42:859-866.

- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2000. *Threatened Birds of the World*. BirdLife International, Cambridge.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2008. *BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation*. Version 2.1. BirdLife International, Cambridge. <http://www.birdlife.org>. (último acesso em 20/05/2008).
- BROOKS, T., PIMM, S.L., OYUGI, J.O. 1999b. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 13:1140-1150.
- BROOKS, T.M. 2000. Living on the edge. *Nature* 403:27-29.
- BROWN, K.S. & HUTCHINGS, R.W. Disturbance, fragmentation and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical Forest Remnants* 91-110. University of Chicago Press, Chicago.
- BURTON, R. 1869. *Explorations of the highlands of Brazil with a full account of the gold and diamond mines. Also canoeing down 1,500 miles of the great São Francisco river from Sabará to the sea*. 2 vols. Tinsley Brothers, London.
- CAMARGOS, R. 2001. *Unidades de conservação em Minas Gerais: levantamento e discussão*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- CASTRO, P.T.A. 2008. cangas: a influência da geodiversidade na biodiversidade. In *I Simpósio: Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero* 30-51.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2008. *Listas das aves do Brasil*. <http://www.cbro.org.br>.
- CHESSER, R.T. 1994. Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conserv. Int.* 4:91-107.

- CHIARELLO, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 14:1649-1657.
- CHRISTIANSEN, M.B. & PITTER, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80:23-32.
- COHEN, J. 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Lawrence Erlbaum Associates.
- COLWELL, R.K. 2006. *EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8.0.0. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). 2007. *Listas das aves do Brasil*. Versão 16/8/2007. <http://www.cbro.org.br>.
- CONNOR, E.F. & MACCOY, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *Am. Nat.* 113:791-833.
- COSTA, C.M.R., HERRMANN, G., LINS, L.V., MARTINS, C.S. & LAMAS, I.R. 1998. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- D'ANGELO NETO, S., VENTURIN, N., OLIVEIRA FILHO, A.T. & FERNANDO A. FRIEIRO COSTA, F.A.F. 1998. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFPA. *Rev. Brasil. Biol.* 58(3):463-472.
- DAVIES, K.F, MARGULES, C.R. & LAWRENCE, J.F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81(5):1450-1461.
- DEAN, W. 2002. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

- DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral. 2006. *Anuário Mineral Brasileiro, Parte II: estatística por unidades da Federação*.
- DIAMOND, J.M. 1981. Flightlessness and the fear of flying in island species. *Nature* 293:507-508.
- DIAMOND, J.M., BISHOP, K.D., BALEN, S.V. 1987. Bird survival in an isolated Javan Woodland: island or mirror? *Conserv. Biol.* 1:132-142.
- DIDHAM, R.K. The influence of edge effect and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. In Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical forest remnants* 55-70. Chicago University Press, Chicago.
- DRUMMOND, G.M., MARTINS, C.S., MACHADO, A.B.M., SEBAIO, F.A. & ANTONINI, Y. 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- DUNNING Jr, J.B. 1993. *Handbook of Avian Body Masses*. CRC Press, London.
- FAABORG, J. 1979. Qualitative patterns of avian extinction on Neotropical landbridge islands: lessons for conservation. *J. Appl. Ecol.* 16:99-107.
- FARIA, C.M.A., RODRIGUES, M., AMARAL, F.Q., MÓDENA, E. & FERNANDES, A.M. 2006. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. *Rev. Bras. Zool.* 23(4):1217-1230.
- FERRAZ, G., RUSSELL, G.J., STOUFFER, P.C., BIERREGAARD Jr., R.O., PIMM, S.L., & LOVEJOY, T.E. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *PNAS* 100(24):14069-14073.

- FIGUEREDO, J.B. & SALINO, A. 2005. Pteridófitas de Quatro Reservas Particulares do Patrimônio Natural ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Lundiana* 6(2):83-94.
- FITZPATRICK, J.W. 1980. Foraging behaviour of neotropical tyrant flycatchers. *The Condor* 82:43-57.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. 2008. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 2000-2005*. São Paulo.
- GALETTI, M. MARTUSCELLI, P., OLMOS, F. & ALEIXO, A. 1997. Ecology and conservation of the Jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. *Biol. Conserv.* 82:31-39.
- GALETTI, M. F. & ALEIXO, A. 1997. Effect of palm harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *J. Appl. Ecol* 35:286-293.
- GIBBS, J.P., HUNTER, M.L. Jr & MELVIN, S.M. 1993. Snag availability and communities of cavity nesting birds in tropical versus temperate forests. *Biotropica* 25(2):236-241.
- GILLESPIE, T.W. 2001. Application of Extinction and Conservation Theories for Forest Birds in Nicaragua. *Conserv. Biol.* 15(3):699-709.
- GIMENES, M.R. & ANJOS, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves *Acta Scient. Biol. Sci.* 25(2):391-402.
- GOERCK J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11:112-118.
- GONZAGA, L.P. & CASTIGLIONI, G. s.d. *Aves das Montanhas do Sudeste do Brasil*. CD. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- GOTELLI N. & GRAVES G. R. 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- GRAY, M.A., BALDAUF, S.L., MAYHEW, P.J. & HILL, J.K. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv. Biol.* 21(1):133-141.
- GUIRAUDO, A.R., MATTEUCCI, S.D., ALONSO, J., HERRERA, J., ABRAMSON, R.R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodivers. Conserv.* 17:1251-1265.
- HAILA, Y. 1983. Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonization. *Oikos* 41:334-351.
- HARRIS, G.M. & PIMM, S. L. 2004. Birds species tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conserv. Biol.* 18(6):1607-1616.
- HARTMANN, L.A., ENDO, I., SUITA, M.T., SANTOS, J.O.S., FRANTZ, J.C., CARNEIRO, M.A., MCNAUGHTON, N.J. & BARLEY, M.E. 2006. Provenance and age delimitation of Quadrilátero Ferrífero sandstones base don zircon U-Pb isotopes. *J. Am. Earth Sci.* 20:273-285.
- HASS, A., FARIA, C., FARIA, L.P., HOFFMAN, D. & GOMES, H.B. 2005. Avaliação ecológica rápida para o plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça: relatório do grupo temático Aves. In *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola- Moça*. Relatório não publicado.
- HASS, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 9:845-854.

- HENLE, K., DAVIES, K.F, KLEYER M., MARGULES, C. & SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers. Conserv.* 13:207-251.
- HOWE, H.F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biol. Conserv.* 30:261-281.
- IBAMA. 1994. *Manual de Anilhamento de Aves Silvestres*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília.
- JACOBI, C.M. & CARMO, F.F. 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio* 37(4):324-326.
- JACOBI, C.M., CARMO, F.F., R.C. VINCENT & STEHMANN, J.R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.* 16(7):2185-2200.
- JANZEN, D.H. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. *Am. Nat.* 101:233.
- JANZEN, D.H. 1976. Why bamboos wait so long to flower? *Annu. Rev. of Ecol. Syst.* 7:347-391.
- JANZEN, D.H. 1980. *Ecologia vegetal nos trópicos*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- JOHNS, A. D. 1989. Recovery of a Peninsular Malaysian rainforest avifauna following selective timber logging: the first twelve years. *Forktail* 4:89-105.
- JOHNS, A.G. 1996. Bird population persistence in Sabahan logging concessions. *Biol. Conserv.* 75:3-10.
- JUDZIEWICZ, E. J., CLARK, L. G., LONDOÑO, X. & STERN, M. J. 1999. *American bamboos*. Washignton, D. C., Smithsonian Institution Press.

- LEITE, V.B. & MOURA, A.C.M. 2008. Bases para Interpretação da Paisagem Topográfica do Quadrilátero Ferrífero. CD. Universidade de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- KARR, J.R., 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *Am. Nat.* 119:220-239.
- KARR, J.R., 1990a. Avian survival rates and the extinction process on Barro Colorado Island, Panama. *Conserv. Biol.* 4: 391-396.
- KARR, J.R., 1990b. Avifauna of Barro Colorado Island and the Pipeline Road, Panama. In: Gentry, A.H. (eds): *Four tropical rainforest* 183-198. Yale University press, New Haven, Conn.
- KATTAN G.H., ALVAREZ-LÓPES H., GIRAUDO M. 1994. Forest fragmentation and bird extinction: San Antonio eighty years later. *Conserv. Biol.* 8(1):138-146.
- KRATTER, A. W. 1997. Bamboos specialization by Amazonian birds. *Biotropica* 29:100-110.
- LAMBERT, A.G., MARSHALL, A.G. 1991. Keystone characteristics of bird-dispersed Ficus in a Malaysian Lowland Rain Forest Frank R. *J. Ecol.* 79(3):793-809.
- LAMBERT, F. R. 1992. The consequences of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Phil. Trans. Roy. Soc. London Ser.* 335(B):443-457.
- LAURANCE W.F., BIERREGAARD Jr, R.O., GASCON, C., DIDHAM, R.K., SMITH, A.P., LINHAM, A.J., VIANA, V.M.LOVEJOY, T.E., SIEVING, K.E. SITES, J.W. ANDERSEN, M., TOCHER, M.D., KRAMER, E.A., RESTREPO, C. & MORITZ, C. 1997. Tropical Forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In

- Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical forest remnants* 502-514. Chicago University Press, Chicago.
- LAURANCE, W.F. & BIERREGAARD Jr, R.O. *Tropical forest remnants*. Chicago University Press, Chicago
- LECK, C.L. 1979. Avian extinctions in an isolated Tropical Wet-Forest preserve, Ecuador. *The Auk* 96:343-352.
- LENS, L., Van Dongen, S., Norris, K., Githiru, M. & Matthysen, E. 2002. Avian persistence in fragmented rainforest. *Science* 298:1236-1238.
- LEVINS, R. 1970. Extinction. In Gerstenhaber, M. (Ed.): *Some Mathematical Problems in Biology, Lectures on Mathematical in Life Sciences, 2* 77-107. American Mathematical Society Providence, Rhode Island.
- LOPES, E.L., FERNANDES, A.M. & MARINI, M.A. 2003. Consumption of vegetable matter by Furnarioidea. *Ararajuba* 11(2):235-239
- LOPES, E.L., FERNANDES, A.M. & MARINI, M.A. 2005. Diet of some Atlantic Forest birds. *Ararajuba* 13(1):95-103.
- LOPES, L.E. 2008. The range of the curl-crested jay: lessons for evaluating bird endemism in the South American Cerrado. *Divers. Distrib.* 1-8.
- LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD Jr, R.O., RYLANDS, A.B., MALCOLM, J.R., QUINTELA, C.E. HARTER, L.H., BROWN, K.S., Jr, POWELL, A.H., POWELL, G.V.N., SCHUBART, H.O.R & HAYS, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In Soulé, N.E. (eds): *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer associates, Sunderland, Mass.

- MACARTHUR, R.H. & MACARTHUR, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- MACARTHUR, R.H., MACARTHUR, J.W. & PREER, J. 1962. On bird species diversity. II. Predictions of bird census from habitat measurements. *Am. Nat.* 96:167-174.
- MACARTHUR, R.H. & WISON, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17(4):373-387.
- MACARTHUR, R.H. & WISON, E.O. 1967. *The theory of biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- MACEDO, R.H.F. 2002. The avifauna: Ecology, biogeography, and behavior. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds): *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a Neotropical savanna* 242-265. Columbia University Press, New York.
- MACHADO, A.B.M., FONSECA, G.A.B., MACHADO, R.B., AGUIAR, L.M.S. & LINS, L.V. 1998. *Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas em Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- MACHADO, R.B & FONSECA, G.A.B. 2000. The Avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica* 32(4b):914-924.
- MADONADO-COELHO, M. & MARINI, M.A. 2004. Mixed-species bird flock from Brazilian Atlantic Forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol. Conserv.* 116:19-26.
- MALDONADO-COELHO, M. & MARINI, M.A. 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *The Condor* 102:585-594.

- MANHÃES, M.A. 2003. Dieta de traupíneos (Passeriformes, Emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 93(1):59-73.
- MANNE & PIMM. 2001. Beyond eight forms of rarity: witch species are threatened and witch will be the next? *Anim. Conserv.* 4:221-229.
- MARINI, M.A. & GARCIA, F.I. 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conserv. Biol.* 19(3):665-671.
- MARINI, M.A. & GARCIA, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1(1):95-102.
- MARINI, M.A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Inter.* 11:13-25.
- MCKINNEY, M.L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28:495-516.
- MESQUITA, C.A.B. & VIEIRA, M.C.W. 2004. *Reservas Particulares do Patrimônio Natural da Mata Atlântica*. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Caderno nº 28.
- MOTA, R.C. 2006. *Orchidaceae da Serra do Caraça: levantamento florístico com ênfase no estudo taxonômico da sub-família Epidendroideae*. Dissertação de mestrado: Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., da FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B., KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- NEWMARK, W.D. 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. *Conserv. Biol.* 5:67-78.
- OLMOS, F. 1996. Satiation or deception? Mast-seeding Chusquea bamboos, birds and rats in the Atlantic forest. *Rev. Bras. Biol.* 56:391-401.
- OPDAM, P.D., DORP, V. & BRAAK, C.J.F.T. 1984. The effect of isolation on the number of woodland birds in the Netherlands. *J. Biogeog.* 11:473-478.
- PATTANAVIBOOL, A. & EDGE, W.D. 1996. Single-tree selection silviculture affects cavity resources in mixed deciduous forests in Thailand. *J. wildl. man. Sour.* 60(1):67-73.
- PERES, C.A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conserv. Biol.* 15(6):1490-1505.
- PIANKA, E.R. 2000. *Evolutionary ecology*. 6 ed. Addison Wesley Longman, San Francisco.
- PIMM, S.L., JONES, H.L. & DIAMOND, J. 1988. On the risk of extinction. *Am. Nat.* 132:757-785.
- PIMM, S.L. & ASKINS, R.A. 1995. Forest losses predict bird extinction in eastern North. *PNAS* 92:9343-9347.
- PIRATELLI, A. & PEREIRA, M.R. 2002. Dieta de aves na região este de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ararajuba* 10(2):131-139.
- PIZO, M.A., SILVA, W.R., GALETTI, M., LAPS, R. 2002. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Ararajuba* 10(2):177-185.

- POLETTI, F., ANJOS, L., LOPES E.V., VOLPATO, G.H., SERAFINI, P.P. & FAVARO, F.L. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba* 12 (2):89-96.
- PRESTON, F. W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology* 43: 185-215.
- REDFORD, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42:412-422.
- REID, S., DÍAZ, I.A., ARMESTO, J.G. & Willson, M.F. 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. *The Auk* 121(2):515-525.
- RENJIFO, L. M. 1999. Composition changes in a sub-Andean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conserv. Biol.* 13:1124-1139.
- RIBON, R. 2006. *Plano de Manejo do Parque Estadual do Itacolomi*. Fundação Biodiversitas, UFOP, IEF.
- RIBON, R., SIMON, J. E. & DE MATTOS, G. T. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17:1827-1839.
- RODRIGUES M., ALVARES S. M. R. & MACHADO C.G. 1994. Foraging behavior of the white-collared foliage gleaner (*Anabazenops fuscus*), a bamboo specialist. *Ornitol. Neotr.* 5, 65-67.
- RODRIGUES, M. & MICHELIN, V. 2005. Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 22(4):928-935.

- RODRIGUES, M., CARRARA, L.A., FARIA, L.P. & GOMES, H.B. 2005. As aves do Parque Nacional da Serra do Cipó: o vale do Rio Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 22(2):326-338.
- ROOT, R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecol.Monogr.* 37:317-350.
- RUCHKYS, U. 2008. Geoparque do Quadrilátero Ferrífero: uma abordagem multidisciplinar. In: *Simpósio Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade* 66 -77.
- SEKERCIOGLU, C.H., DAILY, G.C., EHRlich, P.R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *PNAS* 101(52):18043-18047.
- SEKERCIOGLU, C.H., EHRlich, P.R., DAILY, G.C., AYGEN, D., GOEHRING, D., SANDI, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *PNAS* 99:263-267.
- SICK H. 1997. *Ornitologia brasileira*, 2ª Edição. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SIEVING, K.E. & KAAR, J.R. 1997. Avian extinction and persistence mechanism in lowland Panama. In Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical forest remnants* 156-170. Chicago University Press, Chicago.
- SIEVING, K.E., WILLSON, M.F. & SANTO, T.L. 2000. Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. *Conserv. Biol.* 14(4):1120-1132.

- SILVA, F.R. *A paisagem do Quadrilátero Ferrífero, MG: potencial para o uso turístico da sua geologia e geomorfologia*. Dissertação de mestrado: Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais.
- SILVA, J.M.C. & BATES, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical Savanna hotspot. *Bioscience* 52(3):225-233.
- SIMBERLOFF, D & DAYAN, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 22:115-143.
- SIMBERLOFF, D.S. & ABELE, L.G. 1982. Refuge design and biogeographic theory: effects of fragmentation. *Am. Nat.* 120:41-50.
- SNOW, D.W. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13(1):1-14.
- SNOW, D.W. 1982. *The cotingas*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- SODHI, N.S., LIOW, L.H. & BAZZAZ, F.A. 2004. Avian extinction from tropical and subtropical forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 35:323-345.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. *Biometry*, 3a Edição, E.U.A. Freeman & Co, Nova Iorque.
- SPÓSITO, T.C. & STEHMANN, J.R. 2006. Heterogeneidade florística e estrutural de remanescentes florestais da Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte (APA Sul-RMBH), Minas Gerais, Brasil. *Acta bot. bras.* 20(2):347-362.
- STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A. & MOSKOVITS, D.K. 1996. *Neotropical Birds: ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.

- STOUFFER, P.C. & BIERREGARD Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effect of fragments size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76:2429-2445.
- STRATFORD, J.A. & STOUFFER, P.C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv. Biol.* 13(6):1416-1423.
- STRATFORD, J.A., ROBINSON, W.D. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Front. Ecol. Environ.* 3(2):85-92.
- STYRING, A.R. & BIN HUSSIN, M.Z. 2004. Effects of logging on woodpeckers in a Malaysian rain forest: the relationship between resource availability and woodpecker abundance. *J. Trop. Ecol.* 20:495-504.
- TABARELLI, M., SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiv. Conserv.* 13:1419-1425.
- TERBORGH, J. & WINTER, B. 1980. Some causes of extinction. In Soulé & Wilcox (eds): *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* 119-133. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- TERBORGH, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *Bioscience* 24:715-722.
- TERBORGH, J. & ROBINSON S.K. 1986. Guilds and their utility in ecology. In Kikkawa, J. & Anderson, D.J. (eds): *Community ecology: pattern and process* 65-90. Blackwell Scientific Publications, Melbourne, Australia.

- TERBORGH, J., ROBINSON S.K., PARKER III, T.A., MUNN, C.A. & PIERPONT, N. 1990. Structure and organization of Amazonian forest bird community. *Ecol.Monogr.* 60(2):213-238.
- THEBAUD, C., STRASBERG, D. 1997. Plant dispersal in fragmented landscapes: a field study of woody colonization in rainforest remnants of the Mascarene Archipelago. In Laurance, W.F. & Bierregaard Jr, R.O. (eds): *Tropical forest remnants* 321-332. Chicago University Press, Chicago.
- TILMAN, D., MAY, R.M., LEHMAN, C.L., NOWAK, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
- TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 33:200-209.
- UEZU, A. 2006. *Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema*. Tese de doutorado: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- UEZU, A., METZGER, J.P. & VIELLIARD, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123:507-519.
- VAN BALEN, B. 1999. Differential extinction patterns in Javan forest birds. *Trop. Res. Manag. Paper* 30:39-57.
- VASCONCELOS, D. 1999. *História antiga das Minas Gerais*. Itatiaia, Belo Horizonte.
- VASCONCELOS, M.F. & MELO JÚNIOR, T.A. 2001. An ornithological survey of Serra do Caraça, Minas Gerais, Brazil. *Cotinga* 15(1):21-31.

- VASCONCELOS, M.F., MALDONADO-COELHO, M. & BUZZETTI, D.C.R. 2003a. Range extensions for the gray-blacked tachuri (*Polystictus superciliaris*) and the pale-throated-serra-finch (*Embernagra longicauda*) with a revision on their geographic distribution. *Ornitol. Neotrop.* 14:477-489.
- VASCONCELOS, M.F., VASCONCELOS, P.N., MAURÍCIO, G.M., MATRANGOLO, C.A.R., DELL'AMORE, C.M., NEMÉSIO, A., FERREIRA, J.C. & ENDRIGO, E. 2003b. Novos registros ornitológicos para a Serra do Caraça, Brasil, com comentários sobre distribuição geográfica de algumas espécies. *Lundiana* 4(2):135-139.
- VASCONCELOS, M.F., VASCONCELOS, A.P., VIANA, P.L., PALÚ, L. & SILVA, J.F. 2005. Observações sobre aves granívoras (Columbidae e Emberizidae) associadas à frutificação de taquaras (Poaceae, Bambusoideae) na porção meridional da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Lundiana* 6(1):75-77.
- VASCONCELOS, M.F. 2007a. Aves observadas no Parque Paredão da Serra do Curral, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *At. Ornitol.* 136:6-11.
- VASCONCELOS, M.F. 2007b. Comentários sobre a avifauna da Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti, Minas Gerais, com a lista dos exemplares coletados na região. *At. Ornitol.* 137:7-9.
- VASCONCELOS, M.F., LOPES, L.E., MACHADO, C.G. & RODRIGUES, M. 2008. As aves dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço: diversidade, endemismo e conservação. *Megadiversidade*, no prelo.

- VIANA, P.L. 2008. A flora dos campos rupestres sobre canga no Quadrilátero Ferrífero. In: *Simpósio Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade* 15-29.
- VIANA, V. M., TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O., Jr (eds): *Tropical forest remnants* 351-365. Chicago University Press, Chicago.
- VIANA, V.M. & PINHEIRO, L.A.F.V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Ser. Técn. IPEF* 12(32):25-42.
- VIELLIARD, J.M. 1995. *Guia sonoro das aves do Brasil*. CD 1. Sociedade Brasileira de Ornitologia e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Campinas.
- VIELLIARD, J.M. 2002. *Vozes das Aves do Brasil*. CD. Universidade de Campinas e Academia Brasileira de Ciências, Campinas.
- WILLIS, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avul. Zool.* 33:1-25.
- WILLIS, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avul. Zool.* 33:1-25.
- WU, J. & VANKAT, J. L. 1995. Island biogeography: theory and applications. In: Nierenberg, W.A. (eds), *Encyclopedia of Environmental Biology* 2:71-379. Academic Press, San Diego.
- XENO-CANTO. 2008. <http://www.xeno-canto.org>.

Anexo 1. Lista de espécies de aves registradas na MSP. Classificação taxonômica: CBRO (2007). Conservação: (gq) quase-ameaçado, (gp) em perigo e (gv) vulnerável à extinção no mundo (BirdLife International 2008); (rp) em perigo e (rv) vulnerável à extinção em Minas Gerais (Machado *et al.* 1998). Endemismo: (ATL) endêmica da Mata Atlântica, segundo Stotz *et al.* (1996); (TM) endêmica dos topos de montanha do Sudeste do Brasil e (CE) endêmica do Cerrado, segundo Silva (2002) e Vasconcelos *et al.* (2003a). Ambiente de registro: (D) Área Aberta Degradada, (M) Mata, (C) Cerrado, (F) Campos Ferruginosos. Registro: (G) gravado, (F) fotografado. Situação migratória: (a) migrante austral, segundo Chesser (1994); (n) migrante neártica, (np) migrante neártica parcial e (mr) migrante regional, segundo Stotz *et al.* (1996). Frequência: (A) abundante, (C) comum, (E) escassa, (R) rara e (O) ocasional.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
Tinamidae Gray, 1840 (23)					
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)		M	G		E
Cracidae Rafinesque, 1815					
<i>Penelope</i> sp.		M	G		R
Cathartidae Lafresnaye, 1839					
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)		C/D		a/np	R
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)		M/C/D			E
Accipitridae Vigors, 1824					
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)		M/C	G		R
<i>Buteo albicaudatus</i> Vieillot, 1816		F		a	R
<i>Buteo albonotatus</i> Kaup, 1847		F			O
Falconidae Leach, 1820					
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)		M/C			R
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)		M/C	G		E
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)		M/C	G		R
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)		M/C	G		R
<i>Falco</i> sp.		C			O
Rallidae Rafinesque, 1815					
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	ATL	M	G		R
Cariamidae Bonaparte, 1850					
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)		C	G		R
Charadriidae Leach, 1820					
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)		D		a	R

Anexo 1. Continuação.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
Columbidae Leach, 1820 (23)					
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)		D			E
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)		C			R
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)		M/C	G		R
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)		M	G		E
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855		M	G		E
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)		M	F		R
Psittacidae Rafinesque, 1815					
<i>Aratinga leucophthalma</i> (Statius Muller, 1776)		M			R
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)		M/C			R
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)		C	G		O
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)		M	G		R
Cuculidae Leach, 1820					
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)		M			E
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758		C	G		O
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)		M/C	G		O
Strigidae Leach, 1820					
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)		M			O
Caprimulgidae Vigors, 1825					
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)		M	G/F		E
<i>Caprimulgus longirostris</i> Bonaparte, 1825		C	G/F	a	R
Apodidae Olphe-Galliard, 1887					
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907		F	G	a	O
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)		M	G		O
Trochilidae Vigors, 1825 (82)					
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)		M	G/F		E
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)		M	G/F		C
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)		M/D	F		O
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	ATL	M		a	R
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)		C	G		E
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)		C/D	F	a	R

Anexo 1. Continuação.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	ATL	M	F		R
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)		M	F		R
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)		M/D	G		E
Trogonidae Lesson, 1828					
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	ATL	M	G		R
Ramphastidae Vigors, 1825					
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776		M			O
Picidae Leach, 1820					
<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825		M	G		A
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)		C	G		O
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	ATL, rp	M	G		O
Melanopareidae Irestedt, Fjeldså, Johansson & Ericson, 2002					
<i>Melanopareia torquata</i> (Wied, 1831)	CE	F	G		E
Thamnophilidae Swainson, 1824 (163)					
<i>Mackenziaena leachii</i> (Such, 1825)	ATL	M	G/F		E
<i>Thamnophilus caeruleus</i> Vieillot, 1816		M	G/F		A
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)		M	G		E
<i>Herpsilochmus atricapillus</i> Pelzeln, 1868		M	G/F		A
<i>Formicivora serrana</i> Hellmayr, 1929	ATL	M	G/F		R
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)	ATL	M	G		R
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	ATL	M	G/F		A
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873					
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	ATL	M	G/F		E
Rhinocryptidae Wetmore, 1930					
<i>Scytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	ATL, gp	M	G		R
Dendrocolaptidae Gray, 1840					
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)		M	G/F		A
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)		M	G		R
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	ATL	M	G		R

Anexo 1. Continuação.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
Furnariidae Gray, 1840 (102)					
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)		D			R
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	ATL	M	G/F		C
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823		M	G		R
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859		M	G	a	R
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856		M/D	G		A
<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)		C	G		R
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)		M	G/F		R
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)		M	G/F		R
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	ATL	M	G		E
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)		M	G/F		A
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821		M	G/F		R
Tyrannidae Vigors, 1825					
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	ATL	M	G		E
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846		M	G/F		E
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)		M	G		R
<i>Hemitriccus nidipendulus</i> (Wied, 1831)	ATL	M	F		R
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)		M	G/F		A
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	ATL	M	G/F		E
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)		M	G	a	E
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)		M		a	R
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)		M	G	a	O
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)		M/D	G	a	C
<i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868		C/D	G		R
<i>Elaenia obscura</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)		M/C	G/F		R
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)		M/C/D	G	a	C
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)		M	G/F	a	R
<i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)		M	F	a	O
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)		M	G		R
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	ATL	M	G/F		E
<i>Tolmomyias sulphureus</i> (Spix, 1825)		M	G/F		A

Anexo 1. Continuação.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818		M	G/F		C
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)		M	G	a	R
<i>Myiobius</i> sp.		M	G		O
<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)		C	G	a	R
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)		M	G/F	a	E
<i>Knipolegus lophotes</i> Boie, 1828		C			E
<i>Knipolegus nigerrimus</i> (Vieillot, 1818)	ATL	C			O
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)		D			R
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)		M	G		R
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)		M		a	O
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)		M	G	np/a	R
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)		M/D			E
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)		M/D	G	a	E
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)		M	G	a	R
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)		M	G	a	C
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819		M/D	G	np/a	E
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)		M	G	a	R
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859		M/D	G	a	R
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)		M/C/D	G		C
Pipridae Rafinesque, 1815					
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)		M	G/F		R
<i>Ilicura militaris</i> (Shaw & Nodder, 1809)	ATL	M	G/F		A
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	ATL	M	G/F		A
Tityridae Gray, 1840					
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	ATL	M	G		E
Vireonidae Swainson, 1837 (16)					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)		M	G		C
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)		M	G/F	n/a	E
<i>Hylophilus amaurocephalus</i> (Nordmann, 1835)		M	G/F		C
Corvidae Leach, 1820					
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	CE	C	G		R

Anexo 1. Continuação.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
Hirundinidae Rafinesque, 1815 (16)					
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)		D		a	R
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)		D		n/a	O
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)		M/C/D	G	a	C
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)		D		a	O
Troglodytidae Swainson, 1831 (18)					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823		D	G		C
Turdidae Rafinesque, 1815 (17)					
<i>Turdus subalaris</i> (Seeböhm, 1887)	ATL	M		a	O
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818		M/D	G/F		A
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850		M/D	G	a	R
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818		M/D	G		A
Mimidae Bonaparte, 1853					
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)		C/D	G		R
Coerebidae d'Orbigny & Lafresnaye, 1838					
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)		M/C/D	G/F		A
Thraupidae Cabanis, 1847 (85)					
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)		M	G/F		E
<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)		D		np/a	O
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	ATL	M	G/F		E
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)		M/D	G	a	C
<i>Thraupis ornata</i> (Sparrman, 1789)	ATL	M			O
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)		M			R
<i>Tangara cyanoventris</i> (Vieillot, 1819)	ATL	M/D	G/F		A
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)		M/C	G/F		E
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)		M		a	R
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)		M/D			E
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	ATL	M/D	G/F		A

Anexo 1. Continuação.

Famílias e espécies	Endemismo/ Conservação	Ambiente	Registro	Migração	Frequência
Emberizidae Vigors, 1825 (74)					
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)		C	G	a	E
<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851	ATL	M	G	mr	O
<i>Poospiza cinerea</i> Bonaparte, 1850	CE, gv, rv	C			O
<i>Sicalis citrina</i> Pelzeln, 1870		F	G		E
<i>Embernagra longicauda</i> Strickland, 1844	TM, gq	F	G		A
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)		D	G/F	a	R
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)		D	G/F		R
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)		D		a	O
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838		M	G/F		R
<i>Coryphospingus pileatus</i> (Wied, 1821)		M/C/F	G/F		R
Cardinalidae Ridgway, 1901					
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837		M/C	G		E
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947 (22)					
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)		C	G	a	R
<i>Basileuterus hypoleucus</i> Bonaparte, 1830		M	G/F		A
<i>Basileuterus flaveolus</i> (Baird, 1865)		M	G/F		C
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	ATL	M	G		R
Icteridae Vigors, 1825					
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)		M	G		O
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)		D			O
<i>Carduelis magellanica</i> (Vieillot, 1805)		C	G		O
Fringillidae Leach, 1820					
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)		M/D	G		C
Estrildidae Bonaparte, 1850					
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)		D			R
Passeridae Rafinesque, 1815					
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)		D			O

Anexo 2. Lista de espécies endêmicas e/ou ameaçadas de seis unidades de conservação do Quadrilátero Ferrífero, MG. Classificação taxonômica: CBRO (2007). Conservação: (gc) criticamente em perigo, (gp) em perigo, (gv) vulnerável e (gq) quase-ameaçado de extinção no mundo (BirdLife International 2008); (rc) criticamente em perigo (rp), em perigo e (rv) vulnerável à extinção em Minas Gerais (Machado *et al.* 1998). Endemismo: (1) endêmica da Mata Atlântica, segundo Stotz *et al.* (1996); (2) endêmica do Cerrado e (3) endêmica dos topos de montanha do sudeste do Brasil, segundo Silva (2002) e Vasconcelos *et al.* (2003a).

Espécies	Endemismo e Conservação	MSP	PEI	Peti	Caraça	PPSC	PERM
<i>Tinamus solitarius</i>	1, gq, rc			X **			X **
<i>Crypturellus noctivagus</i>	1, gq, rc				X *?		
<i>Mergus octosetaceus</i>	2, gc, rc		X				
<i>Penelope obscura</i>	rv		X	X	X		
<i>Crax blumenbachii</i>	1, gp, rc			X **			X **
<i>Odontophorus capueira</i>	1, rv				X		X **
<i>Cathartes burrovianus</i>	1			X			
<i>Leucopternis polionotus</i>	1, rp				X		
<i>Harpyhaliaetus coronatus</i>	rp						X
<i>Spizaetus tyrannus</i>	rp				X *		
<i>Aramides saracura</i>	1	X	X	X	X		
<i>Amazona vinacea</i>	1, gv, rp		X*				
<i>Pyrrhura frontalis</i>	1		X*		X		
<i>Primolius maracana</i>	gq		X*		X		
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	1		X*		X		
<i>Strix hylophila</i>	1, gq		X				
<i>Macropsalis forcipata</i>	1,rv		X				
<i>Phaethornis eurynome</i>	1		X		X		
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	1			X			
<i>Florisuga fusca</i>	1	X	X	X	X	X	
<i>Thalurania glaucopis</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Leucochloris albicollis</i>	1		X		X		
<i>Clytolaema rubricauda</i>	1		X		X		
<i>Augastes scutatus</i>	2		X	X	X		X

Anexo 2. Continuação

Espécies	Endemismo e Conservação	MSP	PEI	Peti	Caraça	PPSC	PERM
<i>Trogon surrucura</i>	1	X	X	X	X		
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	1			X *			
<i>Malacoptila striata</i>	1			X	X		
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1				X		
<i>Melanerpes flavifrons</i>	1				X *?		
<i>Veniliornis maculifrons</i>	1		X				
<i>Piculus aurulentus</i>	1, gq				X		
<i>Campephilus robustus</i>	1, rp	X					
<i>Melanopareia torquata</i>	2	X				X	X
<i>Mackenziaena leachii</i>	1	X	X	X	X		X
<i>Mackenziaena severa</i>	1		X	X *	X		
<i>Formicivora serrana</i>	1	X	X*	X	X		
<i>Drymophila ferruginea</i>	1	X	X	X *	X		X
<i>Drymophila rubricollis</i>	1				X		
<i>Drymophila ochropyga</i>	1,gq		X	X	X		
<i>Drymophila malura</i>	1		X		X		
<i>Pyriglena leucoptera</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Myrmeciza loricata</i>	1		X	X	X		
<i>Conopophaga lineata</i>	1	X	X	X	X		X
<i>Hylopezus nattereri</i>	1		X		X		
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	1, gq		X*				
<i>Scytalopus speluncae</i>	1		X				
<i>Scytalopus indigoticus</i>	1, gq	X	X	X	X		
<i>Chamaeza meruloides</i>	1		X*		X		
<i>Sclerurus scansor</i>	1		X		X		
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	1	X	X	X	X		
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	1		X	X	X		X
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	1		X		X		

Anexo 2. Continuação

Espécies	Endemismo e Conservação	MSP	PEI	Peti	Caraça	PPSC	PERM
<i>Oreophylax moreirae</i>	1				X		
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	1	X	X	X	X		X
<i>Cranioleuca pallida</i>	1		X	X*	X		
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	1		X	X*	X	X	
<i>Philydor atricapillus</i>	1				X*?		
<i>Anabazenops fuscus</i>	1		X		X*		
<i>Automolus leucophthalmus</i>	1	X	X	X	X		X
<i>Mionectes rufiventris</i>	1	X	X	X	X		X
<i>Hemitriccus diops</i>	1		X		X		
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	1	X	X	X	X		
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	1	X	X	X	X		X
<i>Phyllomyias virescens</i>	1		X*				
<i>Polystictus superciliaris</i>	3		X*		X	X	X
<i>Phylloscartes eximius</i>	1, gq		X				
<i>Myiornis auricularis</i>	1	X	X	X	X*		
<i>Knipolegus nigerrimus</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Muscipora vetula</i>	1		X	X*	X		
<i>Attila rufus</i>	1				X*?		
<i>Phibalura flavirostris</i>	gq, rv		X		X		
<i>Lipaugus lanioides</i>	1, gq, rv		X*		X		
<i>Pyroderus scutatus</i>	1, rv		X	X	X		
<i>Neopelma aurifrons</i>	1, gv			X*			
<i>Neopelma chrysolophum</i>	1			X	X		
<i>Ilicura militaris</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Antilophia galeata</i>	2						X
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Schiffornis virescens</i>	1	X	X	X	X		
<i>Laniisoma elegans</i>	rv				x		

Anexo 2. Continuação

Espécies	Endemismo e Conservação	MSP	PEI	Peti	Caraça	PPSC	PERM
<i>Hylophilus poicilotis</i>	1		X *?		X *?		
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	2	X		X *	X	X	X
<i>Tachyphonus coronatus</i>	1	X	X	X **	X	X	X
<i>Thraupis ornata</i>	1	X	X	X **	X		
<i>Euphonia cyanocephala</i>	1			X *	X		
<i>Tangara seledon</i>	1				X *		
<i>Tangara desmaresti</i>	1		X	X *	X		
<i>Tangara cyanoventris</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	1	X	X	X	X	X	X
<i>Porphyrospiza caerulescens</i>	2, gq				X *	X	X
<i>Haplospiza unicolor</i>	1	X	X*		X		
<i>Poospiza cinerea</i>	2, gv, rv	X			X *	X	
<i>Sicalis flaveola</i>	rv		X*	X **	X		
<i>Embernagra longicauda</i>	3, gq	X	X	X *	X	X	X
<i>Saltator atricollis</i>	2				X		
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	1	X	X		X		X

* Observados por Carnevalli em EPDA Peti em 1989, em RPPN Caraça em 1980 e em PEI por Mattos na década de 80 e não observados nos levantamentos posteriores. (?) Espécies que podem ter sido registradas por erro de identificação (não utilizadas nos cálculos).

** Espécies participantes de programas de reintrodução (não utilizadas nos cálculos).

Anexo 3. Lista de espécies registradas na mata da RPPN Caraça, com exceção das espécies apresentadas na tabela 2.3, das quais a distribuição não atinge a MSP. Classificação taxonômica segundo CBRO (2007). Presença na MSP: (X) indica registro da espécie na mata da RPPN MSP. As categorias seguintes foram todas extraídas de Stotz *et al.* (1996). Estado de raridade: (C) comum, (RC) razoavelmente comum e (IC) incomum ou rara. Tipo de Habitat: (F) floresta, (SB) floresta secundária e borda de floresta. Guilda: (FIT) frugívoro/insetívoro grande terrestre; (C) carnívoro, (FIAG) frugívoro/insetívoro grande arbóreo, (NI) nectarívoro/insetívoro, (ISB) insetívoro de sub-bosque, (FIPC) frugívoro/insetívoro pequeno de copa, (IT) insetívoros de forrageamento terrestre, (IGB) insetívoro/granívoro de bambu, (IST) insetívoro de superfície de tronco, (IC) Insetívoros de copa, (IIT) Insetívoros de forrageamento interno de troncos e (FISB) Frugívoro/insetívoro pequeno de sub-bosque arbóreo. Altura do Estrato: (B) baixo, (A) alto e (G) ambos os estratos. Número de estrato (U) um e (M) dois ou mais. Endemismo: (ATL) endêmica da Mata Atlântica.

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Tinamidae Gray, 1840 (23)							
<i>Crypturellus obsoletus</i>	X	RC	F	FIT	B	U	
<i>Crypturellus tataupa</i>		RC	SB	FIT	B	U	
Cracidae Rafinesque, 1815							
<i>Penelope superciliaris</i>	X	RC	F	FIT	B	U	
<i>Odontophorus capueira</i>		RC	F	FIT	B	U	ATL
Accipitridae Vigors, 1824							
<i>Leptodon cayanensis</i>		IR	F	C	A	U	
<i>Accipiter striatus</i>		RC	F	C	A	U	
<i>Rupornis magnirostris</i>	X	C	SB	C	A	U	
<i>Buteo albicaudatus</i>	X	RC	SB	C	B	U	
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>		IR	SB	C	B	U	
<i>Buteo brachyurus</i>		RC	F	C	A	M	
<i>Buteo albonotatus</i>	X	IR	SB	C	A	U	
Falconidae Leach, 1820							
<i>Caracara plancus</i>	X	C	SB	C	B	U	
<i>Milvago chimachima</i>	X	C	SB	C	G	M	
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	X	RC	SB	C	A	U	
<i>Micrastur semitorquatus</i>	X	RC	F	C	A	M	
<i>Falco femoralis</i>		IR	SB	C	G	M	

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Columbidae Leach, 1820 (23)							
<i>Patagioenas picazuro</i>	X	C	SB	FIAG	A	U	
<i>Patagioenas cayennensis</i>		C	SB	FIAG	A	U	
<i>Patagioenas plumbea</i>	X	RC	F	FIAG	A	U	
<i>Leptotila verreauxi</i>	X	C	SB	FIT	B	U	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	X	C	SB	FIT	B	U	
Psittacidae Rafinesque, 1815							
<i>Diopsittaca nobilis</i>		RC	F	FIAG	G	M	
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	X	C	SB	FIAG	A	U	
<i>Pyrrhura frontalis</i>		C	F	FIAG	A	U	ATL
<i>Forpus xanthopterygius</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Pionus maximiliani</i>	X	C	F	FIAG	A	U	
Cuculidae Leach, 1820							
<i>Piaya cayana</i>	X	C	SB	ISB	A	U	
<i>Tapera naevia</i>	X	C	SB	FISB	B	M	
Trochilidae Vigors, 1825 (82)							
<i>Phaethornis ruber</i>	X	C	SB	NI	B	U	
<i>Phaethornis pretrei</i>	X	RC	SB	NI	B	U	
<i>Florisuga fusca</i>	X	RC	SB	NI	A	U	ATL
<i>Eupetomena macroura</i>	X	RC	SB	NI	G	M	
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	X	C	SB	NI	G	M	
<i>Thalurania furcata</i>	X	C	SB	NI	B	M	
<i>Thalurania glaucopis</i>	X	C	SB	NI	B	M	ATL
<i>Leucochloris albicollis</i>		C	SB	NI	A	U	ATL
<i>Amazilia lactea</i>	X	RC	SB	NI	A	M	
Trogonidae Lesson, 1828							
<i>Calliphlox amethystina</i>		IR	SB	NI	G	M	
<i>Trogon surrucura</i>	X	C	F	FIPC	A	U	

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Bucconidae Horsfield, 1821							
<i>Malacoptila striata</i>		IR	F	IT	B	U	ATL
Ramphastidae Vigors, 1825							
<i>Ramphastos dicolorus</i>		RC	F	FIAG	A	U	ATL
Picidae Leach, 1820							
<i>Picumnus cirratus</i>	X	C	SB	IIT	A	M	
<i>Veniliornis passerinus</i>		C	SB	IIT	A	U	
<i>Colaptes melanochloros</i>		RC	SB	IIT	G	M	
<i>Campephilus melanoleucos</i>		RC	SB	IIT	A	U	
Thamnophilidae Swainson, 1824 (163)							
<i>Mackenziaena leachii</i>	X	IR	F	IGB	B	U	ATL
<i>Taraba major</i>		C	SB	ISB	B	U	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	X	C	SB	ISB	B	M	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	X	C	F	ISB	B	M	
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	X	RC	SB	IC	A	U	
<i>Formicivora serrana</i>	X	IR	SB	ISB	B	U	ATL
<i>Drymophila ferruginea</i>	X	C	F	IGB	B	U	ATL
<i>Drymophila ochropyga</i>		RC	F	IGB	B	U	ATL
<i>Drymophila malura</i>		RC	F	ISB	B	U	ATL
<i>Pyriglena leucoptera</i>	X	C	SB	ISB	B	U	ATL
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873							
<i>Conopophaga lineata</i>	X	C	SB	ISB	B	U	ATL
Rhinocryptidae Wetmore, 1930							
<i>Scytalopus indigoticus</i>	X	IR	F	IT	B	U	ATL
Formicariidae Gray, 1840							
<i>Chamaeza meruloides</i>		C	F	IT	B	U	ATL

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Dendrocolaptidae Gray, 1840							
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	X	C	SB	IST	B	U	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>		RC	F	IT	B	U	
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	X	RC	F	IST	B	M	ATL
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>		RC	F	IST	B	M	ATL
Furnariidae Gray, 1840 (102)							
<i>Sclerurus scansor</i>		IR	F	IT	B	U	ATL
<i>Furnarius figulus</i>		RC	SB	ISB	B	U	
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	X	RC	SB	ISB	B	U	ATL
<i>Synallaxis cinerascens</i>	X	IR	F	ISB	B	M	
<i>Synallaxis frontalis</i>	X	RC	SB	ISB	B	U	
<i>Synallaxis spixi</i>	X	C	SB	ISB	B	U	
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>		IR	SB	ISB	B	M	ATL
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	X	C	F	ISB	B	U	
<i>Philydor rufus</i>	X	RC	F	IC	A	U	
<i>Automolus leucophthalmus</i>	X	RC	F	IGB	B	U	ATL
<i>Lochmias nematura</i>	X	IR	F	IT	B	M	
<i>Xenops rutilans</i>	X	RC	F	IST	A	U	
Tyrannidae Vigors, 1825							
<i>Mionectes rufiventris</i>	X	RC	F	IGB	A	M	ATL
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	X	RC	SB	FISB	B	M	
<i>Hemitriccus diops</i>		RC	F	IGB	B	U	ATL
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	X	C	F	ISB	B	M	ATL
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	X	RC	SB	ISB	B	U	
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	X	IR	SB	IC	A	M	ATL
<i>Phyllomyias burmeisteri</i>		IR	F	FIPC	A	U	
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	X	RC	F	FIPC	A	U	
<i>Myiopagis caniceps</i>	X	RC	F	IC	A	U	

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
<i>Myiopagis viridicata</i>	X	RC	SB	IC	A	M	
<i>Elaenia flavogaster</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	
<i>Elaenia mesoleuca</i>		C	SB	FIPC	A	U	
<i>Elaenia obscura</i>	X	IR	SB	FISB	A	M	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	X	RC	SB	IC	A	U	
<i>Serpophaga subcristata</i>	X	RC	SB	IC	A	M	
<i>Phaeomyias murina</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Capsiempis flaveola</i>		RC	SB	IGB	B	M	
<i>Phylloscartes ventralis</i>	X	RC	F	IC	A	U	
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	X	RC	SB	IC	A	U	
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	X	RC	F	ISB	B	U	
<i>Myiobius atricaudus</i>	X	IR	SB	ISB	B	M	
<i>Lathrotriccus euleri</i>	X	RC	SB	IC	A	U	
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>		RC	SB	IC	B	M	
<i>Contopus cinereus</i>		RC	SB	IC	G	M	
<i>Knipolegus cyanirostris</i>		C	SB	ISB	G	M	
<i>Muscipipra vetula</i>		IR	SB	ISB	B	M	ATL
<i>Colonia colonus</i>	X	RC	SB	IC	A	U	
<i>Legatus leucophaeus</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Myiozetetes similis</i>	X	C	SB	FIPC	A	M	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	X	C	SB	FIPC	G	M	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	X	C	SB	FISB	B	M	
<i>Megarynchus pitangua</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Empidonomus varius</i>		RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	
<i>Syrstes sibilator</i>	X	RC	F	IC	A	U	
<i>Myiarchus swainsoni</i>		RC	SB	IC	A	M	
<i>Myiarchus ferrox</i>	X	RC	SB	IC	A	M	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>		RC	SB	IC	A	M	

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Cotingidae Bonaparte, 1849							
<i>Phibalura flavirostris</i>		IR	F	FIPC	A	U	
<i>Pyroderus scutatus</i>		IR	F	FIAG	B	U	
Pipridae Rafinesque, 1815							
<i>Neopelma crysolophum</i>		IR	F	FISB	B	U	ATL
<i>Ilicura militaris</i>	X	RC	F	FIPC	A	M	ATL
<i>Chiroxiphia caudata</i>	X	C	SB	FISB	B	M	ATL
Tityridae Gray, 1840							
<i>Schiffornis virescens</i>	X	RC	SB	FISB	B	U	ATL
<i>Laniisoma elegans</i>		IR	F	FIPC	A	M	
<i>Tityra cayana</i>		RC	F	FIPC	A	U	
<i>Pachyramphus viridis</i>		IR	F	FIPC	A	U	
<i>Pachyramphus polychopterus</i>		C	SB	FIPC	A	U	
<i>Pachyramphus validus</i>		IR	SB	FIPC	A	U	
Vireonidae Swainson, 1837 (16)							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	X	C	SB	IC	A	M	
<i>Vireo chivi</i>	X	C	SB	IC	A	U	
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	X	C	SB	FISB	G	M	
<i>Turdus flavipes</i>		C	SB	FIPC	A	M	
<i>Turdus rufiventris</i>	X	C	SB	FISB	G	M	
<i>Turdus leucomelas</i>	X	C	SB	FISB	G	M	
<i>Turdus amaurochalinus</i>	X	C	SB	FISB	G	M	
<i>Turdus subalaris</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	ATL
<i>Turdus albicollis</i>		RC	F	FISB	B	M	
Coerebidae d'Orbigny & Lafresnaye, 1838							
<i>Coereba flaveola</i>	X	C	SB	NI	A	U	

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Thraupidae Cabanis, 1847 (85)							
<i>Nemosia pileata</i>		RC	SB	IC	A	U	
<i>Thlypopsis sordida</i>		RC	SB	FIPC	G	M	
<i>Trichothraupis melanops</i>	X	RC	SB	FISB	B	M	
<i>Piranga flava</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	X	C	SB	FISB	A	M	ATL
<i>Thraupis sayaca</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	
<i>Thraupis ornata</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	ATL
<i>Thraupis palmarum</i>		C	SB	FIPC	A	U	
<i>Pipraeidea melanonota</i>	X	RC	SB	FIPC	A	M	
<i>Tangara desmaresti</i>		C	F	FIPC	A	U	ATL
<i>Tangara cyanoventris</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	ATL
<i>Tangara cayana</i>	X	RC	SB	FIPC	G	M	
<i>Tersina viridis</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Dacnis cayana</i>	X	RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	ATL
<i>Conirostrum speciosum</i>		C	SB	IC	A	U	
Emberizidae Vigors, 1825 (74)							
<i>Haplospiza unicolor</i>	X	IR	SB	IGB	A	M	ATL
<i>Arremon flavirostris</i>	X	RC	SB	FISB	B	U	
Cardinalidae Ridgway, 1901							
<i>Saltator similis</i>	X	C	SB	FIPC	A	M	

Anexo 3. Continuação

Famílias e Espécies	Presença na MSP	Estado de raridade	Tipo de Habitat	Guilda	Altura do Estrato	Número de Estratos	Endemismo
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947 (22)							
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	X	RC	F	ISB	B	M	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	X	RC	F	ISB	B	M	
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	X	C	SB	ISB	B	U	ATL
Icteridae Vigors, 1825							
<i>Psarocolius decumanus</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	
Fringillidae Leach, 1820							
<i>Euphonia chlorotica</i>	X	C	SB	FIPC	A	U	
<i>Euphonia cyanocephala</i>		RC	SB	FIPC	A	U	
<i>Chlorophonia cyanea</i>		C	F	FIPC	A	U	

Anexo 4. Cálculos realizados para a obtenção do teste qui-quadrado para cada categoria avaliada (Sokal & Rohlf 1995). As frequências observadas e esperadas utilizadas se tratam do número de espécies ausentes nas comunidades 'MSP' e 'aleatória'. (*) $p < 0.05$.

Estado de raridade	(1) Frequências observadas f_i	(2) Frequências esperadas \hat{f}_i	(3) Desvio do esperado $f_i - \hat{f}_i$	(4) Quadrado do desvio $(f_i - \hat{f}_i)^2$	(5) $\frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i}$
C	15	21.3	-6.3	39.88	1.8709
RC	24	25.1	-1.1	1.13	0.0451
IR	<u>16</u>	<u>8.6</u>	<u>7.4</u>	54.45	<u>6.3159</u>
Soma	55	55	0		$\chi^2 = 8.2320 *$

(C) denota as espécies comuns, (RC) espécies razoavelmente comuns e (IR) espécies incomuns ou raras.

Tipo de habitat	(1) Frequências observadas f_i	(2) Frequências esperadas \hat{f}_i	(3) Desvio do esperado $f_i - \hat{f}_i$	(4) Quadrado do desvio $(f_i - \hat{f}_i)^2$	(5) $\frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i}$
F	31	38.4	-7.4	54.17	1.4121
SB	<u>24</u>	<u>16.6</u>	<u>7.4</u>	54.17	<u>3.2554</u>
Soma	55	55	0		$\chi^2 = 4.6675 *$

(F) denota as espécies restritas à floresta e (SB) espécies que freqüentam bordas de florestas e/ou florestas secundárias.

Anexo 4. Continuação

Endemismo	(1) Frequências observadas f_i	(2) Frequências esperadas \hat{f}_i	(3) Desvio do esperado $f_i - \hat{f}_i$	(4) Quadrado do desvio $(f_i - \hat{f}_i)^2$	(5) $\frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i}$
ATL	15	13.4	1.5	2.41	0.1791
N	<u>40</u>	<u>41.5</u>	<u>-1.5</u>	2.41	<u>0.0580</u>
Soma	55	55	0		X ² = 0.2371

(ATL) denota as espécies endêmicas da Mata Atlântica e (N) espécies não-endêmicas.

Número de estrato	(1) Frequências observadas f_i	(2) Frequências esperadas \hat{f}_i	(3) Desvio do esperado $f_i - \hat{f}_i$	(4) Quadrado do desvio $(f_i - \hat{f}_i)^2$	(5) $\frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i}$
U	37	34.8	2.1	4.62	0.2175
M	<u>18</u>	<u>20.1</u>	<u>-2.1</u>	4.62	<u>0.1633</u>
	55	55	0		X ² = 0.3808

(U) denota as espécies que utilizam um único estrato e (M) espécies que utilizam dois ou mais estratos.

Anexo 4. Continuação

Altura de estrato	(1) Frequências observadas f_i	(2) Frequências esperadas \hat{f}_i	(3) Desvio do esperado $f_i - \hat{f}_i$	(4) Quadrado do desvio $(f_i - \hat{f}_i)^2$	(5) $\frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i}$
B	21	21.2	-0.2	0.05	0.0025
A	27	28.3	-1.3	1.65	0.0584
G	<u>7</u>	<u>5.5</u>	<u>1.5</u>	2.30	<u>0.4197</u>
Soma	55	55	0		$X^2 = 0.4863$

(B) denota as espécies que utilizam estrato baixo, (A) espécies que utilizam estrato alto e (G) espécies que utilizam ambos os estratos.