Comunidades de aves em gradientes de vegetação na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil

Mauricio Neves Godoi

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.
Orientador: Franco Leandro de Souza.

CAMPO GRANDE
UFMS
2014

Agradecimentos

Agradeço em primeiro lugar à minha esposa Carina Souza de Freitas por todo o amor, companheirismo, amizade e paciência nessa empreitada da pós-graduação e em todas as outras empreitadas da minha vida. Seu apoio sempre foi fundamental. Amo muito você.

Agradeço especialmente a minha mãe Rosmeire Neves Godoi e meu pai Antônio Carlos Souza Godoi (*in memoriam*) por tudo que fizeram por mim, pela educação que me proporcionaram e por me ensinarem na prática a sempre seguir em frente fazendo o melhor possível, com honestidade, amor e dedicação. Vocês são e sempre serão meus exemplos de vida. Muito obrigado por tudo. Amo vocês. Aos meus irmãos Rodrigo, Rafael e Cintia. Os conselhos, conversas e incentivo de cada um de vocês sempre deram a orientação e a força necessárias pra tocar em frente o tempo que fosse preciso. Amo vocês demais. Agradeço em especial aos meus sobrinhos e sobrinhas que conseguem fazer minha cabeça desligar, me dão tanta alegria e tantos motivos pra rir. Às minhas cunhadas e cunhado, primos, primas, tios e tias, meu sogro e sogra Seu Juarez e Dona Zefa. Muito obrigado por todo o carinho, convivência e apoio.

Aos amigos que fiz no MS nesses nove anos em que já moro aqui, em especial ao Teriba, Bira, Paulinho, Magrelo, Fabião, Rafaela, Júlia, Euricão, Nandin e Paulera. Agradeço demais aos grandes amigos com quem pude conhecer, passarinhando e trabalhando, cada canto desse estado: Paulo Landgref, Wellington Hannibal, Fábio Rosa, Camila Aoki e Fernando Gonçalves. Valeu demais pela amizade e companhia.

Agradeço demais ao professor Franco Leandro de Souza por aceitar me orientar, pela amizade, pelo apoio, pelas conversas e por toda a ajuda em todos os momentos desses quatro anos de Doutorado. E também pelas cervejas artesanais. Agradeço também aos professores Danilo Ribeiro e Rudi Laps pela amizade e ajuda nas análises e por todas as discussões que tanto me auxiliaram na tese. Aos alunos da Biologia que me auxiliaram em campo e laboratório (Ana Vilalva, Toad, Edivaldo e Luís Felipe). Também agradeço imensamente aos membros da banca examinadora pelas correções que certamemente contribuíram para melhorar minha Tese: Caio Gracco, Erich Fischer, Sérgio Posso, Alexandre Franchin e Renato Torres Pinheiro.

Agradeço imensamente a Simone e Eduardo Coelho, proprietários da Estância Mimosa Ecoturismo, pela permissão e apoio logístico para trabalhar na RPNN Estância Mimosa. E também a todos os funcionários da fazenda pela ajuda e pelas boas conversas e risadas durante a minha estadia por lá. Muito obrigado a todos vocês.

Por fim, agradeço a CAPES pelo auxílio financeiro durante o Doutorado por meio da concessão de uma bolsa de estudos, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFMS por todo o apoio e aprendizado durante meu Mestrado e Doutorado. Muito obrigado.

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL 5

CAPÍTULO 1: COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE AVES EM GRADIENTES DE VEGETAÇÃO NA SERRA DA BODOQUENA, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL 8

RESUMO 8

PALAVRAS-CHAVE 9

1. INTRODUÇÃO 10

2. MATERIAS E MÉTODOS 12

2.1. ÁREA DE ESTUDO 12

2.2. MÉTODOS 18

3. RESULTADOS 21

4. DISCUSSÃO 39

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 48

CAPÍTULO 2: ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E A COMUNIDADE DE AVES EM FLORESTAS, SAVANAS E PASTAGENS DA SERRA DA BODOQUENA, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL 62

RESUMO 62

PALAVRAS-CHAVE 63

1. INTRODUÇÃO 64

2. MATERIAS E MÉTODOS 65

2.1. ÁREA DE ESTUDO 65

2.2. MÉTODOS 67

2.2.1. Desenho Amostral 67

2.2.2. Estrutura da comunidade de aves 67

2.2.3. Estrutura da vegetação 68

2.2.4. Análise dos dados 70

3. RESULTADOS 70

4. DISCUSSÃO 81

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 89

CAPÍTULO 3: DISPONIBILIDADE DE ALIMENTO E A COMUNIDADE DE AVES EM GRADIENTES DE VEGETAÇÃO NA SERRA DA BODOQUENA, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL _____97
RESUMO_____ 97
PALAVRAS-CHAVE_____ 98
1. INTRODUÇÃO_____ 99
2. MATERIAS E MÉTODOS_____ 101
2.1. ÁREA DE ESTUDO_____101
2.2. MÉTODOS_____ 102
2.2.1. Desenho Amostral_____ 102
2.2.2. Estrutura da comunidade de aves_____103
2.2.3. Disponibilidade de frutos ornitocóricos_____104
2.2.4. Disponibilidade de artrópodes_____ 105
2.2.5. Análise dos dados_____106
3. RESULTADOS_____ 109
4. DISCUSSÃO_____ 120
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS_____129

INTRODUÇÃO GERAL

A perda, degradação e fragmentação de habitats naturais são as maiores ameaças à conservação da biodiversidade. Assim como em outros domínios fitogeográficos e em muitas outras partes do mundo, estas ameaças estão fortemente presentes no Cerrado brasileiro, colocando em risco a conservação de diferentes tipos de habitat e de muitas espécies. Deve se notar, entretanto, que algumas regiões ainda mantém considerável parcela de vegetação nativa bem preservada. Estas áreas apresentam grande importância para a conservação da avifauna, pois ainda possuem comunidades com alta riqueza de espécies e que podem manter grandes populações, inclusive de espécies raras e sensíveis que podem ter sido reduzidas e mesmo extintas em regiões muito perturbadas. Uma destas regiões é a Serra da Bodoquena, uma formação montanhosa que se localiza no estado de Mato Grosso do Sul, no sudoeste do Cerrado brasileiro. Nela ainda ocorrem extensas manchas de habitat nativo onde já foram registradas ao menos 353 espécies de aves.

A conservação da avifauna em uma dada região demanda conhecimento sobre a composição e estrutura de suas comunidades. Desta forma, é importante obter informações sobre quais espécies ocorrem nesta região, bem como sobre sua abundância e distribuição nos diferentes tipos de vegetação presentes na paisagem. Também é importante entender como as comunidades de aves se organizam em função de diferentes fatores bióticos e abióticos que podem influenciar sua composição e estrutura. A riqueza, abundância e distribuição das espécies de aves podem estar relacionadas com muitas variáveis ambientais, e frequentemente características estruturais da vegetação e disponibilidade de recursos alimentares são apontadas como importantes variáveis para as comunidades de aves.

Este estudo foi conduzido entre junho de 2011 e julho de 2012 na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estância Mimosa e seu entorno, uma Unidade de Conservação localizada na Serra da Bodoquena, onde ocorrem extensos gradientes de vegetação formados por mata ciliar, florestas estacionais, cerrado *stricto sensu*, cerradão e pastagens para criação de gado.

O estudo foi organizado e apresentado em três capítulos representando três artigos separados que serão submetidos independentemente para publicação.

No Capítulo 1 o objetivo foi descrever a avifauna da Estância Mimosa quanto à composição, abundância, riqueza de espécies e organização trófica da comunidade, obtendo informações para a área de estudo como um todo e para cada fisionomia vegetal separadamente. Também foram apresentadas as diferenças de riqueza e abundância de aves entre as fisionomias vegetais, bem como as similaridades entre estas fisionomias quanto à composição e estrutura das comunidades de aves. Foram observadas 156 espécies de aves. As aves se organizaram em comunidades de formações florestais, áreas abertas e savânicas. Maiores valores de abundância e riqueza foram observados em cerradão, mata estacional e cerrado *stricto sensu*, com menores valores de abundância e riqueza em pasto limpo, pasto sujo e mata ciliar. Aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras compreenderam a maior parte da abundância e riqueza de espécies da comunidade.

No Capítulo 2 foi estudada a relação entre as comunidades de aves dos principais grupos tróficos presentes na Estância Mimosa com características estruturais da vegetação. O objetivo específico deste capítulo foi demonstrar como a distribuição, riqueza e abundância das espécies de aves de cada um destes grupos foram relacionadas com a estrutura da vegetação no gradiente de florestas, savanas e pastagens da área de estudo. A composição de espécies de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras

foi relacionada com a estrutura da vegetação, com espécies de áreas abertas, formações florestais ou savanas, e espécies que ocorrem em todos os tipos de vegetação da área de estudo. A riqueza e abundância de aves granívoras foram maiores em áreas abertas, enquanto a riqueza e abundância de aves frugívoras foram maiores em ambientes arbustivos e arbóreos. Aves insetívoras e onívoras foram tão ricas e abundantes em florestas, quanto em savanas e pastagens.

No Capítulo 3 foi analisado o papel da disponibilidade de recursos alimentares sobre a riqueza e abundância de aves de diferentes grupos tróficos. Mais especificamente, testamos a hipótese de que a riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras podem estar relacionadas com a disponibilidade de frutos ornitocóricos e que a riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras que forrageiam na serapilheira e sub-bosque podem estar relacionadas com a disponibilidade dos artrópodes ali presentes. A disponibilidade de recursos alimentares explicou em parte a riqueza e abundância de aves insetívoras, onívoras e frugívoras. A riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras foram maiores em savanas com maior riqueza de espécies de frutos, enquanto nos pastos limpos apenas a abundância de aves onívoras foi relacionada com a riqueza de frutos. Em ambientes florestais não houve relação entre a riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras com a riqueza de espécies de frutos. A riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras que forrageiam na serapilheira e sub-bosque também não estiveram relacionadas com a disponibilidade de artrópodes em nenhum tipo de habitat da Estância Mimosa.

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE AVES EM GRADIENTES DE VEGETAÇÃO NA SERRA DA BODOQUENA, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL

GODOI[1], M. N.; F. L. SOUZA[2]; R. R. LAPS[2] & D. B. RIBEIRO[2]

[1] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Cidade Universitária s/n, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

[2] Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

RESUMO: Composição e estrutura da comunidade de aves em gradientes de vegetação na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

A conservação da avifauna demanda conhecimento sobre a composição e estrutura das comunidades de aves, bem como sobre a distribuição das espécies nos diferentes tipos de vegetação de uma região. Neste estudo buscamos determinar a composição, riqueza, abundância e organização trófica da comunidade de aves nas diferentes fisionomias vegetais presentes na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estância Mimosa e seu entorno (EM), localizada na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Para isso amostramos as aves entre julho de 2011 e junho de 2012 em 200 pontos fixos dispostos em todas as fisionomias vegetais da EM. Foram obtidos 3350 contatos de 156 espécies de aves. As fisionomias vegetais com maior abundância e riqueza de espécies foram o cerradão, mata estacional e cerrado *stricto sensu*, enquanto pasto limpo, pasto sujo e mata ciliar apresentaram menores valores de abundância e riqueza. As aves da EM se

organizaram em comunidades de formações florestais (matas estacionais e mata ciliar) e de áreas abertas (pastos limpos), com comunidades de cerrado *stricto sensu*, cerradão e pastos sujos sendo intermediárias neste gradiente de vegetação. As aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras compreenderam a maior parte da abundância e riqueza de espécies da comunidade. Os resultados deste estudo demonstraram que a composição e estrutura da comunidade de aves da EM são determinadas pela diversidade de habitats florestais, savânicos e abertos existentes na paisagem, que permite a ocorrência de espécies de aves típicas de cada uma destas fisionomias vegetais. Além disso, contribuem para a diversidade local de aves a presença de extensas manchas de habitats naturais, a proximidade entre as manchas remanescentes na paisagem e a permeabilidade da matriz antrópica, constituída de pastagens pequenas que preservam grande quantidade de arbustos e árvores nativas em meio às áreas abertas.

PALAVRAS-CHAVE: grupos tróficos, uso do habitat, pontos de escuta, Cerrado, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é o segundo maior domínio fitogeográfico brasileiro ocupando quase 25% do território do país, principalmente no Brasil central (Myers *et al.* 2000). Sua paisagem é caracterizada por um mosaico fitofisionômico que inclui florestas (matas ripárias e matas estacionais), savanas florestadas (cerradão), savanas arborizadas (cerrado *stricto sensu*), campos naturais (campo cerrado, campo sujo e campo limpo) e áreas úmidas (Eiten 1993; Ribeiro & Walter 1998). Esta grande diversidade de habitats proporciona ao Cerrado uma alta riqueza de aves, com ao menos 856 espécies (Silva & Santos 2005), o que representa 45% da avifauna conhecida em todo o Brasil, onde ocorrem pelo menos 1901 espécies (CBRO 2014). A grande diversidade de aves do Cerrado também se deve às fortes influências biogeográficas e interações bióticas históricas com os domínios fitogeográficos adjacentes, especialmente a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica (Silva 1995a, b, c). Entretanto, apesar da grande diversidade, poucas espécies de aves podem ser consideradas endêmicas do Cerrado, sendo que apenas 30 espécies têm suas distribuições totalmente ou grandemente coincidentes com a distribuição do domínio (Silva & Bates 2002).

O Cerrado é um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados do mundo (Myers *et al.* 2000) e cerca de 60% de sua vegetação original já foi convertida em pastagens, plantações e áreas urbanas, criando uma paisagem formada por grandes extensões de matriz antrópica com fragmentos de vegetação nativa isolados uns dos outros (Machado *et al.* 2004). Porém, em muitas regiões ocorrem formações montanhosas que ainda preservam grandes extensões de vegetação nativa por limitarem a conversão de ambientes naturais em áreas agrícolas em virtude do relevo acidentado e da baixa aptidão agrícola dos solos. Estas áreas são extremamente importantes para a

conservação da avifauna no Brasil central e especificamente no estado de Mato Grosso do Sul podem ser apontadas duas destas regiões: a Serra de Maracaju (Nunes *et al.* 2013) e a Serra da Bodoquena (Pivatto *et al.* 2006).

A Serra da Bodoquena é uma região montanhosa com mais de 2 milhões de hectares que se localiza na porção sudoeste do Cerrado, em uma região de contato com os domínios fitogeográficos do Pantanal e Chaco. As influências biogeográficas de diferentes domínios, a grande extensão de ambientes naturais relativamente bem preservados e a diversidade de habitats que caracteriza a paisagem da Serra da Bodoquena garantem à região uma alta diversidade de espécies animais e vegetais, fazendo com que ela seja considerada uma área prioritária para a conservação da biodiversidade no Cerrado (MMA 1999). Em relação à diversidade de aves já foram registradas na Serra da Bodoquena 353 espécies, valor que pode ser considerado elevado em comparação com outras áreas estudadas no Cerrado (Pivatto *et al.* 2006).

Na Serra da Bodoquena os esforços para a conservação da biodiversidade têm sido conduzidos principalmente pelo estabelecimento de áreas protegidas. O Parque Nacional da Serra da Bodoquena é a principal Unidade de Conservação (UC) da região, protegendo uma área de 77.021,58 ha, representativa das principais formações vegetais regionalmente presentes. Porém, também são importantes para a conservação da biodiversidade regional outros tipos de UC´s, como Monumentos Naturais e áreas protegidas em propriedades particulares, tanto em Áreas de Proteção Ambiental (APA´s) como em Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN´s). Estas últimas, por exemplo, protegem ao menos 1763 ha de áreas naturais na Serra da Bodoquena, demonstrando sua importância para o sistema regional de áreas protegidas e conservação da biodiversidade (ICMBIO 2013a). As RPPN´s, embora pequenas em sua maioria, têm sido reconhecidas como importantes ferramentas para complementar os

esforços públicos de conservação. Elas são fundamentais para a conservação em escalas regionais ao preservarem populações de diferentes espécies animais e vegetais em seus habitats naturais e funcionarem como corredores ecológicos que contribuem para a conectividade biológica em paisagens fragmentadas (Oliveira *et al.* 2010).

As informações sobre a composição e estrutura das comunidades de aves, bem como sobre a distribuição das espécies nos diferentes tipos de vegetação de uma região, são de fundamental importância para o conhecimento científico e conservação da avifauna regional, especialmente quando se considera a rapidez com que os ambientes naturais têm sido reduzidos, perturbados e fragmentados, tanto na Serra da Bodoquena quanto no Cerrado de uma forma geral (Dias 1990).

Portanto, o objetivo deste estudo foi determinar a composição e estrutura da comunidade de aves da RPPN Estância Mimosa e seu entorno, uma área localizada na Serra da Bodoquena, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. Os objetivos específicos deste estudo foram: (1) determinar a composição, riqueza de espécies, abundância e organização trófica da comunidade de aves na área de estudo como um todo e em cada fitofisionomia particular; (2) testar se há diferenças de riqueza e abundância de aves entre as fitofisionomias; (3) determinar a similaridade quanto à composição e estrutura das comunidades de aves entre as fitofisionomias presentes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Serra da Bodoquena, localizada na porção sudoeste do estado de Mato Grosso do Sul, é uma região montanhosa com cerca de 2 milhões de hectares, com 300 km de

comprimento no sentido norte-sul e 20-50 km de largura no sentido leste-oeste (Boggiani *et al*. 1993) (Figura 1). A altitude média na região varia de 400 a 600 m acima do nível do mar, com valores máximos de altitude em torno dos 770 m em sua porção norte e valores mínimos pouco abaixo dos 300 m (ICMBIO 2013b). É área de nascentes fluviais, funcionando como um extenso divisor de águas entre a bacia do rio Paraguai, localizada a oeste, e as sub-bacias dos rios Apa, ao sul, e Miranda, a leste (Boggiani *et al.* 1999; ICMBIO 2013b).

O clima da região é do tipo Aw, ou tropical sub-quente, segundo classificação de Köppen, com temperaturas médias anuais entre 22°C e 26°C, temperaturas máximas em torno de 35°C a 40°C e mínimas podendo chegar próximas de 0°C. A umidade relativa do ar é baixa, raramente atingindo 80%, e a precipitação média anual é de cerca de 1400 mm, com uma estação quente e chuvosa de novembro a março, e uma estação seca de abril a outubro (IBGE 2006).

A Serra da Bodoquena está localizada em áreas de transição e sob influência dos domínios do Cerrado e Pantanal (Veloso *et al.* 1991), apresentando também influências da Mata Atlântica e do Chaco. A paisagem da região é bastante complexa em relação à diversidade fisionômica, predominando florestas estacionais deciduais e semideciduais, especialmente em áreas montanhosas, matas ciliares e de galeria ao longo de diferentes tipos de corpos d'água, manchas de cerradão (savana florestada), cerrado *stricto sensu* (savana arborizada), campos naturais secos e úmidos, além de pastagens artificiais e áreas perturbadas em diferentes estágios de regeneração natural (Brasil 1997; Pott & Pott 2003).

Na Serra da Bodoquena a área escolhida para a realização deste estudo foi a RPPN Estância Mimosa e algumas áreas em seu entorno (20°58'57.70"S; 56°30'58.40"O; 390 m acima do nível do mar). A área de estudo, denominada como EM daqui em diante,

localiza-se nas margens do rio Mimoso, a 15 km do município de Bonito, estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1). A EM possui um total de 800 ha, dos quais 422,78 pertencem a fazenda Mimosa, onde encontra-se a RPPN Estância Mimosa, com 278,42 ha.

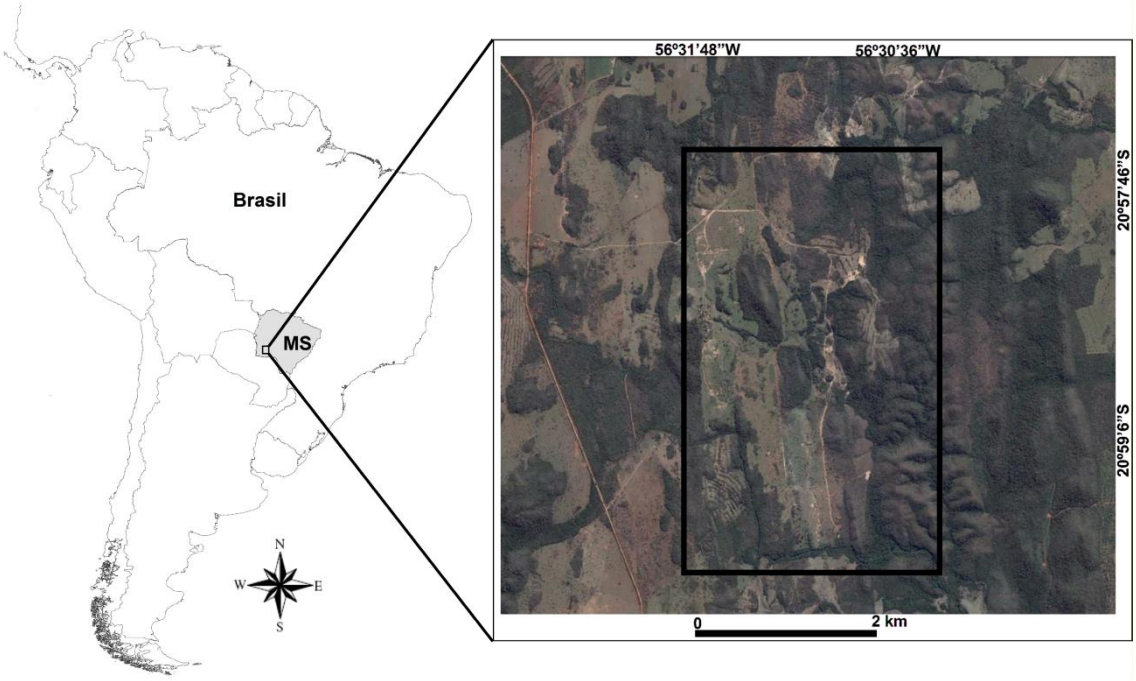

Figura 1: Localização da Serra da Bodoquena e da Estância Mimosa (retângulo preto), município de Bonito, estado de Mato Grosso do Sul (MS), Brasil.

Na EM ocorre um gradiente de vegetação formado por matas ciliares associadas ao rio Mimoso, extensas manchas de floresta estacional semidecidual e de cerrado *stricto sensu*, além de manchas de cerradão e pastagens antrópicas com diferentes níveis de cobertura arbustiva e arbórea (pastos limpos e sujos). A pecuária nesta área é desenvolvida em sistema silvo-pastoril, com a manutenção de árvores em meio às pastagens, que normalmente possuem pequena extensão e são circundadas por extensas manchas de habitat natural (Figuras 2 a 7).

Para a área da fazenda Mimosa existem dados disponíveis sobre a cobertura do solo, que representam em parte a distribuição das diferentes formações vegetais na área

de estudo como um todo. Na fazenda Mimosa as matas estacionais e manchas de cerradão cobrem 39,13% da área (165,47 ha), as manchas de cerrado *stricto sensu* 22,11% (93,51 ha), as matas ciliares 5,93% (25,08 ha) e as pastagens 18,54% (78,42 ha). A área restante, com 60,25 ha (14,25% da área), é constituída principalmente por áreas de preservação permanente em morros, cobertos por matas estacionais, cerradão ou cerrado *stricto sensu*.

Figura 2: Gradiente de vegetação com pastagens arborizadas (em primeiro plano) e florestas (ao fundo), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Foto: Mauricio Neves Godoi.

Figura 3: Mata ciliar do rio Mimoso, Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Foto: Mauricio Neves Godoi.

Figura 4: Mancha de mata estacional e cerradão (savana florestada), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Foto: Mauricio Neves Godoi.

Figura 5: Cerrado *stricto sensu* (savana arborizada), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Foto: Mauricio Neves Godoi.

Figura 6: Pastagem com alta cobertura arbórea (pasto sujo), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Foto: Mauricio Neves Godoi.

Figura 7: Pastagem com baixa cobertura arbórea (pasto limpo), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Foto: Mauricio Neves Godoi.

2.2 MÉTODOS

A área de estudo foi delimitada em um retângulo com cerca de 800 ha. Esta área foi dividida em 280 grids de 200 x 200m com o objetivo de amostrar homogeneamente toda a área de estudo. Foram então sorteados aleatoriamente 200 destes grids e no centro de cada um deles foi estabelecido um ponto fixo com raio de 50 m e distância mínima de 200 m de qualquer outro ponto (Develey 2004; Anjos *et al*. 2010; Vielliard *et al*. 2010). Cada ponto fixo foi estabelecido sempre em um único tipo de vegetação, procurando evitar ecótonos entre diferentes fitofisionomias. Através deste método foram amostradas aleatoriamente áreas de mata ciliar (n = 9), mata estacional (n = 49), cerradão (n = 18), cerrado *stricto sensu* (n = 39), pasto sujo (n = 45) e pasto limpo (n = 40).

Cada ponto fixo, que é uma unidade amostral, foi amostrado uma única vez ao longo de todo o estudo por 15 minutos consecutivos no início da manhã, entre 06:00 e 08:30 horas, período de maior atividade das espécies de aves. As espécies de aves foram amostradas através de visualização e vocalização, com auxílio de binóculos, máquina fotográfica, gravador digital e microfone direcional. A identificação visual das espécies foi feita com o auxílio de guias de campo (Sigrist 2007; Van Perlo 2009). Vocalizações não identificadas em campo foram gravadas para posterior identificação por comparação com vocalizações disponíveis em diversos arquivos sonoros, como Minns *et al.* (2009) e o site Xeno-Canto (http://www.xeno-canto.org).

A coleta de dados foi realizada durante 12 meses consecutivos, entre julho de 2011 e junho de 2012, cobrindo igualmente as estações seca e chuvosa. Foram realizados entre três e quatro dias de coleta em cada mês, quando então foram amostrados cinco pontos fixos por dia, em um total de 15 a 20 pontos por mês. A ordem de amostragem dos pontos ao longo do estudo foi feita por sorteio, amostrando em um dia o ponto sorteado e outros quatro pontos próximos a ele.

Para cada ponto fixo foi anotada a composição de espécies, riqueza de espécies e número de contatos por espécie, procurando não registrar um mesmo indivíduo duas vezes. A abundância de cada espécie foi expressa como o número total de contatos obtidos e através do Índice Pontual de Abundância (IPA), que é a razão entre o número total de contatos de uma espécie pelo número total de amostras utilizadas no estudo (Anjos *et al.* 2010; Vielliard *et al.* 2010). O IPA de cada espécie foi calculado na área de estudo como um todo e em cada fisionomia vegetal separadamente, considerando o número de contatos obtidos com cada espécie em uma determinada fisionomia vegetal dividido pelo número de amostras dispostas nesta fisionomia.

A ordenação taxonômica e nomenclatura adotada neste estudo seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2014). A estrutura trófica da comunidade foi determinada pela abundância (número de contatos) e riqueza de espécies associadas com cada grupo trófico. A classificação das espécies de aves em grupos tróficos foi baseada em classificações comumente utilizadas na literatura científica (Karr *et al*. 1990; Motta-Junior 1990; Sick 1997) e em observações das aves se alimentando obtidas em campo. Desta forma, as espécies de aves foram classificadas de acordo com a predominância dos principais itens alimentares consumidos, como se segue: (1) insetívoras (artrópodes); (2) frugívoras (frutos); (3) onívoras (artrópodes, frutos e pequenos vertebrados); (4) granívoras (sementes); (5) nectarívoras (néctar); (6) carnívoras (vertebrados terrestres capturados vivos); (7) piscívoras (peixes); (8) malacófagas (moluscos); (9) necrófagas (animais mortos).

Para avaliar se o esforço amostral empregado foi suficiente para amostrar a maior parte da riqueza de espécies da área de estudo foi feita uma curva do coletor aleatorizada. Para isso foi considerado o número cumulativo de espécies amostradas em função do número de amostras (pontos fixos) utilizadas. A riqueza de espécies também foi estimada através do estimador Bootstrap (Colwell & Coddington 1994). Também foram feitas curvas de ranking-abundância da área de estudo como um todo e de cada fisionomia vegetal separadamente, buscando destacar o padrão de distribuição das abundâncias das espécies. As diferenças de abundância e riqueza de espécies de aves entre as fisionomias vegetais foram testadas por análise de variância (ANOVA). A ordenação da comunidade quanto à composição e abundância das espécies foi feita através de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com duas dimensões utilizando o índice de distância de Bray-Curtis. Também foi realizada uma análise de

similaridade (ANOSIM) para verificar os níveis de similaridade entre as comunidades de aves das diferentes fisionomias vegetais.

A representatividade de cada grupo trófico da EM como um todo e de cada fisionomia vegetal separadamente foi expressa pela abundância (número de contatos) e riqueza de espécies em cada grupo. Porém, como houve grande variação no número de amostras entre as fisionomias vegetais, a abundância e riqueza de espécies de cada grupo trófico não puderam ser comparadas por seus valores totais entre estas fisionomias. Desta forma, também foi apresentada a proporção, em termos de porcentagem, que cada grupo trófico representou na comunidade de cada fisionomia vegetal. Esta proporção é dada pela razão entre a abundância (número de contatos) e riqueza (número de espécies) de um determinado grupo em uma fisionomia vegetal particular pela abundância e riqueza totais daquela fisionomia. Posteriormente, as diferenças de proporção de cada grupo trófico entre as diferentes fisionomias vegetais foram testadas através do Teste G. Todas as análises utilizadas neste estudo foram realizadas no software R (R Core Team 2013) e pacote "VEGAN" (Oksanen *et al.* 2009).

3. RESULTADOS

Neste estudo foram obtidos 3350 contatos de 156 espécies de aves pertencentes a 41 famílias e 19 ordens (Tabela 1). A abundância média por amostra foi de 16,92 contatos (± 7,81; amplitude = 2 a 43; n = 200), enquanto a riqueza média por amostra foi de 10,15 espécies (± 4,70; amplitude = 1 a 24; n = 200).

A curva do coletor aleatorizada, que considera o número cumulativo de espécies de aves em função do número de amostras utilizadas, apontou tendência à estabilização.

A riqueza observada correspondeu a 92,8% da riqueza estimada (168,86 espécies ± 3,25). Estes resultados indicaram que o número de amostras utilizadas foi suficiente para amostrar parte representativa da riqueza de aves da área de estudo (Figura 8).

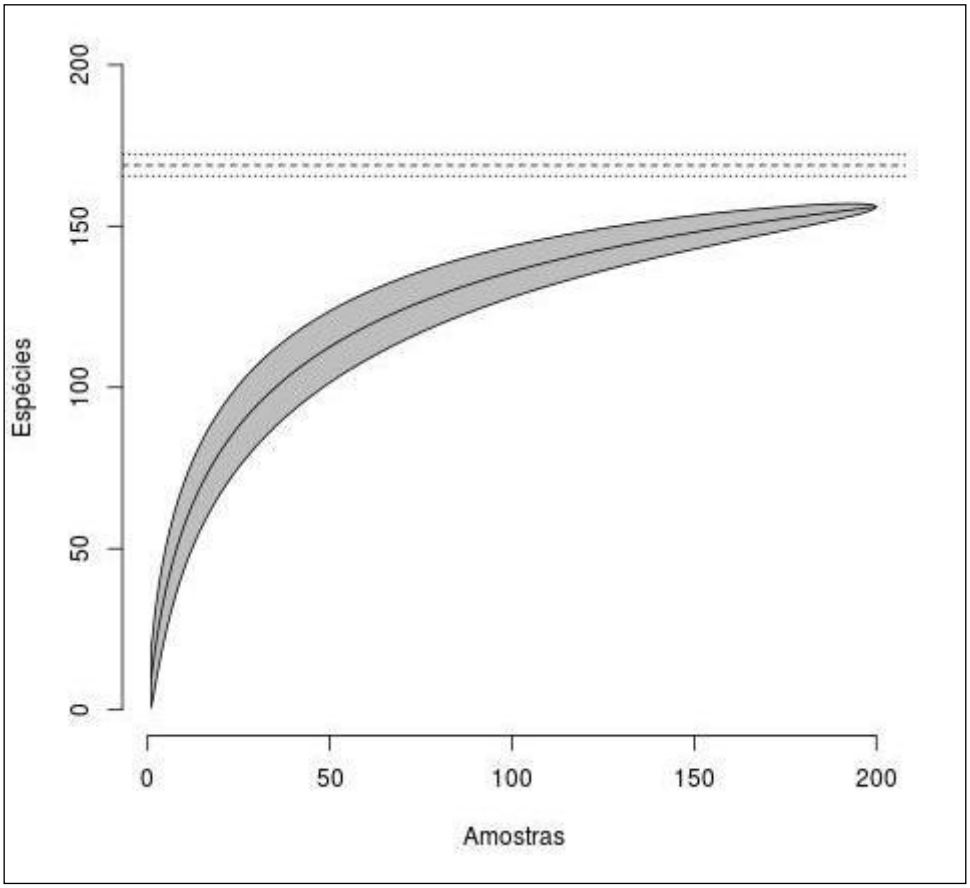

Figura 8: Curva do coletor aleatorizada com as médias e desvio-padrão da riqueza observada (linha contínua) e estimada (linha tracejada) da comunidade de aves da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Tabela 1: Espécies de aves amostradas na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil, entre julho de 2011 e junho de 2012. Grupo Trófico: I - insetívoro; O - onívoro; F - frugívoro; G - granívoro; NT - nectarívoro; C - carnívoro; N - necrófago; P - piscívoro; M - malacófago. IPA (Índice Pontual de Abundância): EM (Estância Mimosa, ou seja, em toda a área de estudo), MC (mata ciliar), ME (mata estacional), CD (cerradão), CE (cerrado *stricto sensu*), PS (pasto sujo), PL (pasto limpo); n = n° de amostras.

				IPA (Índice Pontual de Abundância)						
TÁXON	**Grupo Trófico**	**N° de contatos**	**N° de pontos**	**EM n = 200**	**MC n = 9**	**ME n = 49**	**CD n = 18**	**CE n = 39**	**PS n = 45**	**PL n = 40**
Tinamiformes										
Tinamidae										
Crypturellus undulatus	O	29	22	0.145	0.444	0.306	0.389	0.077	_____	_____
Crypturellus parvirostris	O	6	5	0.030	_____	_____	0.111	0.103	_____	_____
Nothura maculosa	O	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	0.022	_____
Galliformes										
Cracidae										
Penelope superciliaris	F	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Aburria cumanensis	F	10	7	0.050	_____	0.082	_____	_____	0.022	0.125
Ortalis canicollis	F	5	3	0.025	0.111	0.041	_____	0.051	_____	_____
Crax fasciolata	F	2	2	0.010	0.111	_____	0.056	_____	_____	_____
Pelecaniformes										
Ardeidae										
Syrigma sibilatrix	I	2	2	0.010	_____	_____	_____	_____	_____	0.050
Threskiornithidae										
Theristicus caudatus	I	6	3	0.030	_____	_____	_____	_____	0.044	0.100
Cathartiformes										
Cathartidae										

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Coragyps atratus	N	14	3	0.070	_____	_____	_____	_____	_____	0.350
Accipitriformes										
Accipitridae										
Rupornis magnirostris	C	4	4	0.020	_____	_____	0.056	0.077	_____	_____
Gruiformes										
Aramidae										
Aramus guaraúna	M	3	2	0.015	0.333	_____	_____	_____	_____	_____
Rallidae										
Aramides cajaneus	O	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Charadriiformes										
Charadriidae										
Vanellus chilensis	I	21	10	0.105	_____	_____	_____	_____	0.133	0.375
Columbiformes										
Columbidae										
Columbia talpacoti	G	33	20	0.165	0.111	0.061	0.222	0.154	0.244	0.200
Columbina squammata	G	37	21	0.185	_____	_____	0.111	0.103	0.222	0.525
Columbina picui	G	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	0.022	_____
Claravis pretiosa	G	11	8	0.055	_____	0.143	0.167	0.026	_____	_____
Patagioenas cayennensis	G	16	12	0.080	_____	0.102	_____	0.077	0.111	0.075
Patagioenas picazuro	G	12	10	0.060	_____	0.020	0.111	0.026	0.111	0.075
Zenaida auriculata	G	2	2	0.010	_____	_____	_____	_____	_____	0.050
Leptotila verreauxi	G	66	49	0.330	0.667	0.694	0.278	0.256	0.133	0.125
Cuculiformes										
Cuculidae										
Piaya cayana	I	12	10	0.060	_____	0.163	0.111	0.026	0.022	_____

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Crotophaga major	I	8	2	0.040	0.889	_____	_____	_____	_____	_____
Crotophaga ani	I	12	4	0.060	_____	_____	_____	_____	0.133	0.150
Guira guira	I	19	3	0.095	_____	_____	_____	_____	0.267	0.175
Strigiformes										
Strigidae										
Pulsatrix perspicillata	C	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Glaucidium brasilianum	C	6	6	0.030	_____	0.082	0.056	0.026	_____	_____
Athene cunicularia	C	8	6	0.040	_____	_____	_____	_____	_____	0.200
Apodiformes										
Trochilidae										
Anthracotorax nigricollis	NT	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	0.022	_____
Chlorostilbon lucidus	NT	3	3	0.015	_____	_____	_____	0.077	_____	_____
Hylocharis chrysura	NT	36	31	0.180	_____	0.102	0.389	0.462	0.089	0.050
Calliphlox amethystina	NT	1	1	0.005	_____	_____	_____	0.026	_____	_____
Trogoniformes										
Trogonidae										
Trogon curucui	O	53	47	0.265	0.111	0.694	0.389	0.205	0.067	_____
Coraciiformes										
Alcedinidae										
Chloroceryle amazona	P	3	2	0.015	0.333	_____	_____	_____	_____	_____
Momotidae										
Momotus momota	I	12	9	0.060	0.778	0.102	_____	_____	_____	_____
Galbuliformes										
Bucconidae										
Nystalus chacuru	I	4	2	0.020	_____	_____	_____	_____	0.044	0.050

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Nystalus striatipectus	I	42	21	0.210	_____	0.122	0.222	0.436	0.244	0.100
Piciformes										
Ramphastidae										
Ramphastos toco	O	69	46	0.345	_____	0.388	0.611	0.538	0.200	0.225
Ramphastos dicolorus	O	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Pteroglossus castanotis	O	59	20	0.295	1.111	0.286	0.444	0.436	0.200	0.025
Picidae										
Picumnus albosquamatus	I	1	1	0.005	_____	_____	0.056	_____	_____	_____
Melanerpes candidus	I	40	17	0.200	_____	0.020	0.111	0.051	0.444	0.375
Melanerpes flavifrons	I	2	1	0.010	_____	0.041	_____	_____	_____	_____
Veniliornis passerinus	I	31	26	0.155	_____	0.163	0.222	0.308	0.067	0.100
Piculus chrysochloros	I	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	0.022	_____
Colaptes melanochloros	I	21	16	0.105	_____	0.041	0.056	0.077	0.089	0.275
Colaptes campestres	I	34	14	0.170	_____	_____	_____	_____	0.222	0.600
Celeus lugubris	I	35	30	0.175	0.222	0.245	0.389	0.179	0.156	_____
Celeus flavescens	I	1	1	0.005	0.111	_____	_____	_____	_____	_____
Dryocopus lineatus	I	15	13	0.075	0.222	0.061	0.167	0.051	0.022	0.100
Campephilus melanoleucos	I	23	18	0.115	0.222	0.143	0.167	0.051	0.044	0.175
Cariamiformes										
Cariamidae										
Cariama cristata	C	44	18	0.220	_____	_____	_____	0.103	0.444	0.500
Falconiformes										
Falconidae										
Caracara plancus	C	7	5	0.035	_____	_____	_____	_____	_____	0.175
Milvago chimachima	C	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	_____	0.025

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Herpetotheres cachinnans	C	6	5	0.030	_____	_____	0.111	0.051	0.044	_____
Micrastur ruficollis	C	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Falco rufigularis	C	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	_____	0.025
Falco femoralis	C	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	_____	0.025
Psittaciformes										
Psittacidae										
Ara chloropterus	F	16	6	0.080	_____	0.204	_____	_____	0.133	_____
Psittacara leucophthalmus	F	13	5	0.065	_____	_____	0.333	0.051	0.044	0.075
Eupsittula aurea	F	27	10	0.135	_____	_____	_____	_____	0.044	0.625
Pyrrhura devillei	F	134	31	0.670	0.667	0.735	0.556	1.410	0.289	0.350
Brotogeris chiriri	F	60	17	0.300	_____	0.571	0.444	0.205	0.178	0.200
Pionus maximiliani	F	23	12	0.115	_____	0.184	0.111	0.103	0.111	0.075
Amazona amazonica	F	10	4	0.050	_____	0.082	_____	_____	0.133	_____
Amazona aestiva	F	32	15	0.160	0.222	0.163	0.111	_____	0.222	0.250
Passeriformes										
Thamnophilidae										
Herpsilochmus atricapillus	I	5	3	0.025	_____	0.102	_____	_____	_____	_____
Thamnophilus doliatus	I	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Thamnophilus caerulescens	I	9	7	0.045	_____	0.184	_____	_____	_____	_____
Taraba major	I	2	2	0.010	_____	0.020	_____	_____	0.022	_____
Dendrocolaptidae										
Sittasomus griseicapillus	I	34	31	0.170	_____	0.429	0.222	0.154	0.067	_____
Lepidocolaptes angustirostris	I	101	71	0.505	_____	0.286	0.667	0.590	0.556	0.675
Dendrocolaptes platyrostris	I	16	14	0.080	_____	0.245	0.111	0.051	_____	_____
Xiphocolaptes major	I	12	12	0.060	_____	0.102	_____	0.051	0.044	0.075

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Furnariidae										
Furnarius rufus	I	42	23	0.210	_____	_____	0.111	_____	0.356	0.600
Phacellodomus rufifrons	I	7	4	0.035	_____	0.020	_____	0.051	0.044	0.050
Pipridae										
Pipra fasciicauda	F	16	10	0.080	0.111	0.306	_____	_____	_____	_____
Oxyruncidae										
Oxyruncus cristatus	O	5	5	0.025	_____	_____	0.056	0.103	_____	_____
Tityridae										
Tityra inquisitor	O	11	5	0.055	_____	0.122	0.056	0.051	_____	0.050
Tityra cayana	O	58	31	0.290	0.111	0.429	0.111	0.333	0.156	0.350
Pachyramphus viridis	O	2	2	0.010	_____	0.020	_____	_____	0.022	_____
Pachyramphus polychopterus	O	5	4	0.025	_____	0.061	_____	0.051	_____	_____
Pachyramphus validus	O	6	4	0.030	_____	_____	0.167	_____	0.067	_____
Rhynchocyclidae										
Leptopogon amaurocephalus	I	12	11	0.060	0.111	0.224	_____	_____	_____	_____
Corythopis delalandi	I	3	3	0.015	_____	0.041	_____	0.026	_____	_____
Tolmomyias sulphurescens	I	2	2	0.010	_____	0.020	_____	_____	_____	0.025
Todirostrum cinereum	I	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	0.022	_____
Poecilotriccus latirostris	I	2	2	0.010	_____	0.020	_____	0.026	_____	_____
Hemitriccus margaritaceiventer	I	38	34	0.190	0.111	0.163	0.333	0.513	0.067	_____
Tyrannidae										
Camptostoma obsoletum	I	18	18	0.090	_____	0.041	0.056	0.179	0.133	0.050
Elaenia flavogaster	O	7	5	0.035	_____	_____	_____	_____	0.044	0.125
Elaenia chilensis	O	1	1	0.005	_____	_____	_____	0.026	_____	_____
Suiriri suiriri	I	4	2	0.020	_____	_____	_____	_____	0.044	0.050

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Myiopagis caniceps	I	28	22	0.140	0.111	0.347	0.222	0.128	0.022	_____
Myiopagis viridicata	I	12	9	0.060	_____	0.061	0.056	0.179	0.022	_____
Phaeomyias murina	I	3	3	0.015	_____	_____	0.056	0.026	0.022	_____
Legatus leucophaius	I	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Myiarchus ferox	I	6	6	0.030	0.222	0.020	0.056	_____	0.044	_____
Myiarchus tyrannulus	I	59	51	0.295	_____	0.061	0.500	0.667	0.356	0.125
Sirystes sibilator	I	58	50	0.290	_____	0.551	0.667	0.436	0.022	0.025
Casiornis rufus	I	53	46	0.265	_____	0.347	0.500	0.641	0.044	_____
Pitangus sulphuratus	O	85	66	0.425	0.111	0.347	0.722	0.385	0.533	0.375
Machetornis rixosa	I	9	6	0.045	_____	_____	_____	_____	0.044	0.175
Myiodynastes maculatus	O	54	36	0.270	_____	0.224	0.111	0.256	0.244	0.500
Megarynchus pitangua	O	55	44	0.275	0.111	0.388	0.444	0.308	0.289	0.050
Myiozetetes cayanensis	I	1	1	0.005	0.111	_____	_____	_____	_____	_____
Tyrannus melancholicus	I	12	10	0.060	_____	0.041	_____	_____	0.089	0.150
Griseotyrannus aurantioatrocristatus	I	1	1	0.005	_____	_____	_____	_____	0.022	_____
Empidonomus varius	I	8	7	0.040	_____	0.041	0.111	0.077	0.022	_____
Myiophobus fasciatus	I	2	2	0.010	_____	_____	_____	_____	0.044	_____
Cnemotriccus fuscatus	I	13	10	0.065	0.111	0.122	0.222	0.051	_____	_____
Lathrotriccus euleri	I	8	8	0.040	_____	0.082	0.056	0.077	_____	_____
Contopus cinereus	I	4	3	0.020	_____	0.020	0.056	_____	0.044	_____
Xolmis cinereus	I	3	3	0.015	_____	_____	_____	_____	0.022	0.050
Vireonidae										
Cyclarhis guijanensis	I	56	47	0.280	0.222	0.327	0.444	0.256	0.289	0.175
Vireo chivi	I	4	3	0.020	_____	0.020	0.167	_____	_____	_____
Hylophilus pectoralis	I	2	1	0.010	_____	0.041	_____	_____	_____	_____

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Corvidae										
Cyanocorax chrysops	O	66	18	0.330	_____	0.571	0.444	0.359	0.311	0.050
Cyanocorax cyanomelas	O	98	27	0.490	_____	0.388	1.611	0.667	0.422	0.125
Troglodytidae										
Troglodytes musculus	I	19	17	0.095	_____	_____	0.056	0.026	0.133	0.275
Campylorhynchus turdinus	I	9	4	0.045	_____	0.041	_____	_____	0.156	_____
Cantorchilus guarayanus	I	8	3	0.040	_____	0.163	_____	_____	_____	_____
Turdidae										
Turdus leucomelas	O	100	74	0.500	0.444	0.816	0.722	0.615	0.356	0.075
Turdus rufiventris	O	20	20	0.100	_____	0.245	_____	0.128	0.067	_____
Turdus amaurochalinus	O	2	2	0.010	_____	0.020	_____	_____	_____	0.025
Mimidae										
Mimus saturninus	O	11	6	0.055	_____	_____	_____	_____	0.133	0.125
Passerellidae										
Ammodramus humeralis	G	4	3	0.020	_____	_____	_____	_____	0.044	0.050
Arremon flavirostris	I	4	3	0.020	_____	0.041	0.111	_____	_____	_____
Parulidae										
Setophaga pitiayumi	I	5	4	0.025	_____	0.020	_____	0.103	_____	_____
Basileuterus culicivorus	I	115	51	0.575	2.111	1.653	0.333	0.238	_____	_____
Myiothlypis flaveola	I	59	33	0.295	0.444	0.714	0.667	0.205	_____	_____
Icteridae										
Psarocolius decumanus	O	9	5	0.045	_____	0.102	_____	_____	0.089	_____
Cacicus chrysopterus	O	2	1	0.010	0.222	_____	_____	_____	_____	_____
Cacicus haemorrhous	O	103	41	0.515	0.222	0.837	0.333	0.385	0.178	0.775
Icterus croconotus	O	4	4	0.020	_____	0.041	_____	_____	0.022	0.025

TÁXON	Grupo Trófico	N° de contatos	N° de pontos	IPA (Índice Pontual de Abundância) EM n = 200	MC n = 9	ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Gnorimopsar chopi	O	41	10	0.205	_____	_____	_____	_____	0.422	0.550
Molothrus rufoaxillaris	O	3	3	0.015	_____	0.020	_____	_____	_____	0.050
Molothrus oryzivorus	O	6	4	0.030	_____	_____	_____	_____	0.044	0.100
Molothrus bonariensis	O	9	5	0.045	_____	_____	_____	_____	0.044	0.175
Thraupidae										
Nemosia pileata	O	6	3	0.030	_____	_____	0.222	_____	0.044	_____
Tachyphonus rufus	O	4	3	0.020	_____	0.020	0.167	_____	_____	_____
Ramphocelus carbo	O	1	1	0.005	_____	0.020	_____	_____	_____	_____
Lanio cucullatus	G	22	11	0.110	_____	_____	0.333	0.308	0.089	_____
Lanio penicillatus	O	24	11	0.120	0.333	0.388	0.111	_____	_____	_____
Tangara sayaca	O	86	44	0.430	_____	0.143	0.333	0.410	0.533	0.825
Tangara palmarum	O	2	1	0.010	_____	0.041	_____	_____	_____	_____
Tangara cayana	O	12	6	0.060	_____	_____	0.222	0.205	_____	_____
Tersina viridis	O	27	9	0.135	0.667	0.041	0.111	_____	_____	0.425
Dacnis cayana	O	17	9	0.085	_____	0.020	0.222	0.154	0.089	0.050
Hemithraupis guira	O	72	35	0.360	_____	0.592	0.778	0.641	0.089	_____
Conirostrum speciosum	O	27	12	0.135	_____	0.265	0.333	0.051	0.089	0.050
Sicalis flaveola	G	32	15	0.160	_____	_____	_____	0.051	0.111	0.625
Volatinia jacarina	G	21	8	0.105	_____	_____	_____	_____	0.467	_____
Cardinalidae										
Piranga flava	O	1	1	0.005	_____	_____	_____	0.026	_____	_____
Fringillidae										
Euphonia chlorotica	O	129	82	0.645	_____	0.592	0.944	1.231	0.556	0.250
Abundância (n° de contatos)		**3350**			**113**	**973**	**376**	**675**	**602**	**611**
Riqueza		**156**			**35**	**97**	**74**	**76**	**93**	**74**

A abundância das espécies de aves, expressa através do IPA ordenado em ordem decrescente (Figura 9), indicou que a comunidade de aves da EM foi composta por muitas espécies com baixo IPA e por poucas espécies com alto IPA. O IPA por espécie variou de 0,005 (um único contato, 23 espécies) a 0,670 (134 contatos), com um valor médio de 0,107 (21 contatos). De forma geral, 48 espécies (30,8%) apresentaram IPA maior que a média, enquanto 108 espécies (69,2%) apresentaram valores de IPA menores que a média (Tabela 1; Figura 9). Este padrão também foi observado quando se analisou cada fitofisionomia separadamente, independente do número de amostras utilizadas em cada uma delas (Tabela 1; Figura 10). Assim, em cada fitofisionomia particular, a comunidade de aves também foi composta por poucas espécies com alto IPA e muitas espécies com baixo IPA.

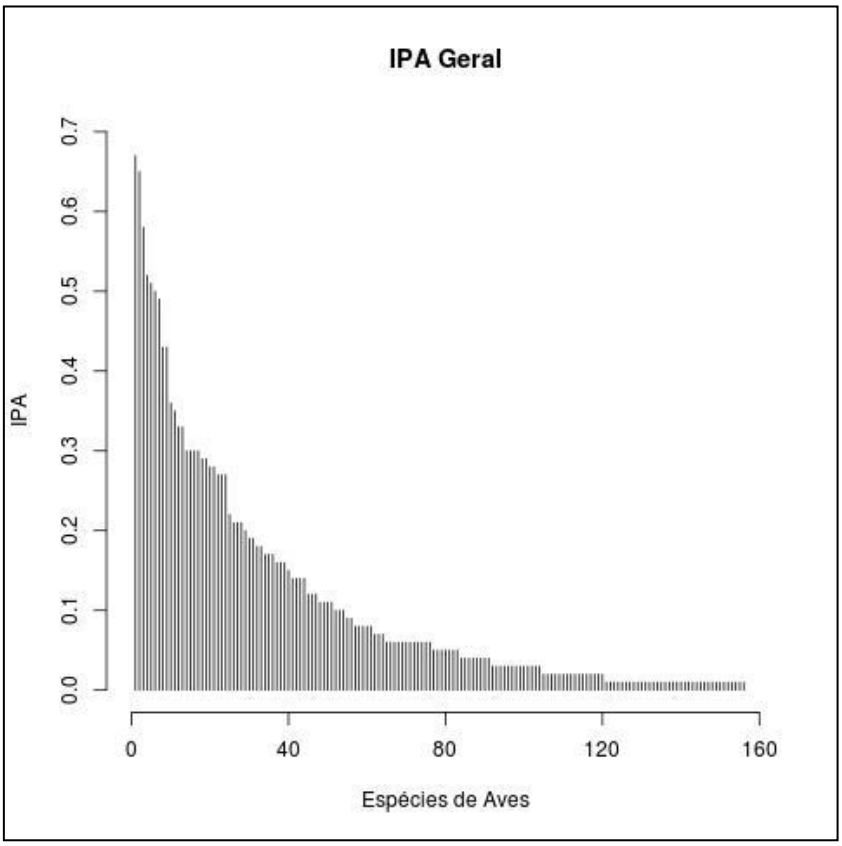

Figura 9: Distribuição decrescente do Índice Pontual de Abundância (IPA) para a comunidade de aves da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

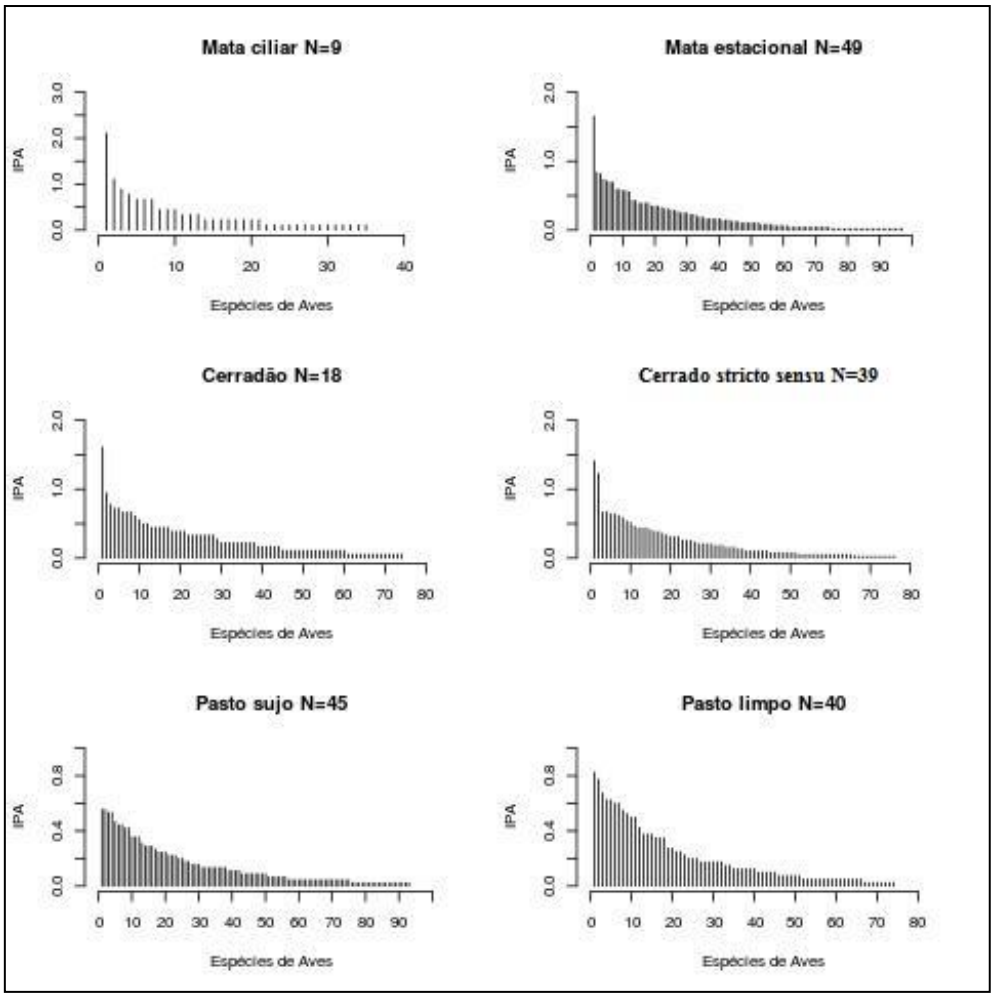

Figura 10: Distribuição decrescente do Índice Pontual de Abundância (IPA) para as comunidades de aves das fisionomias vegetais da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. N = número de amostras.

As maiores médias de riqueza de espécies foram obtidas em áreas de cerradão (13,1 ± 4,9; n = 18), mata estacional (12,6 ± 3,9; n = 49) e cerrado *stricto sensu* (10,9 ± 3,9; n = 39), com menor média de riqueza em pasto limpo (7,8 ± 3,3; n = 40), pasto sujo (7,6 ± 4,3; n = 45) e mata ciliar (6,8 ± 5,08; n = 9) (Figura 11). As fitofisionomias que apresentaram as maiores médias de abundância de aves também foram o cerradão (20,8 ± 7,1; n = 18), a mata estacional (19,8 ± 6,9; n = 49) e o cerrado *stricto sensu* (17,3 ± 6,4; n = 39), e aquelas com menores valores foram o pasto limpo (15,2 ± 8,3; n = 40), o pasto sujo (13,3 ± 7,7; n = 45) e a mata ciliar (12,5 ± 6,8; n = 9) (Figura 12). As

fisionomias vegetais diferiram significativamente quanto à riqueza de espécies (F_5 = 12,93, $p \leq 0.0001$) e abundância de aves (F_5 = 5,74, $p < 0.001$).

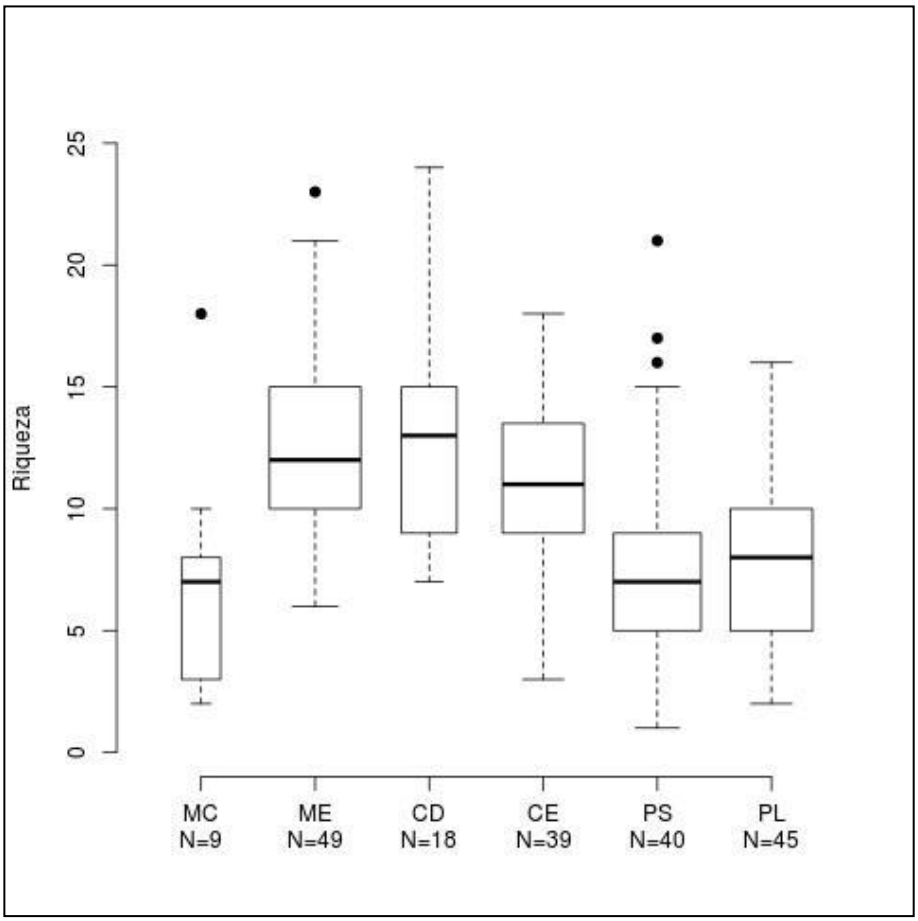

Figura 11: Riqueza de espécies de aves em áreas de mata ciliar (MC), mata estacional (ME), cerradão (CD), cerrado *stricto sensu* (CE), pasto sujo (PS) e pasto limpo (PL), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. N = n° de amostras.

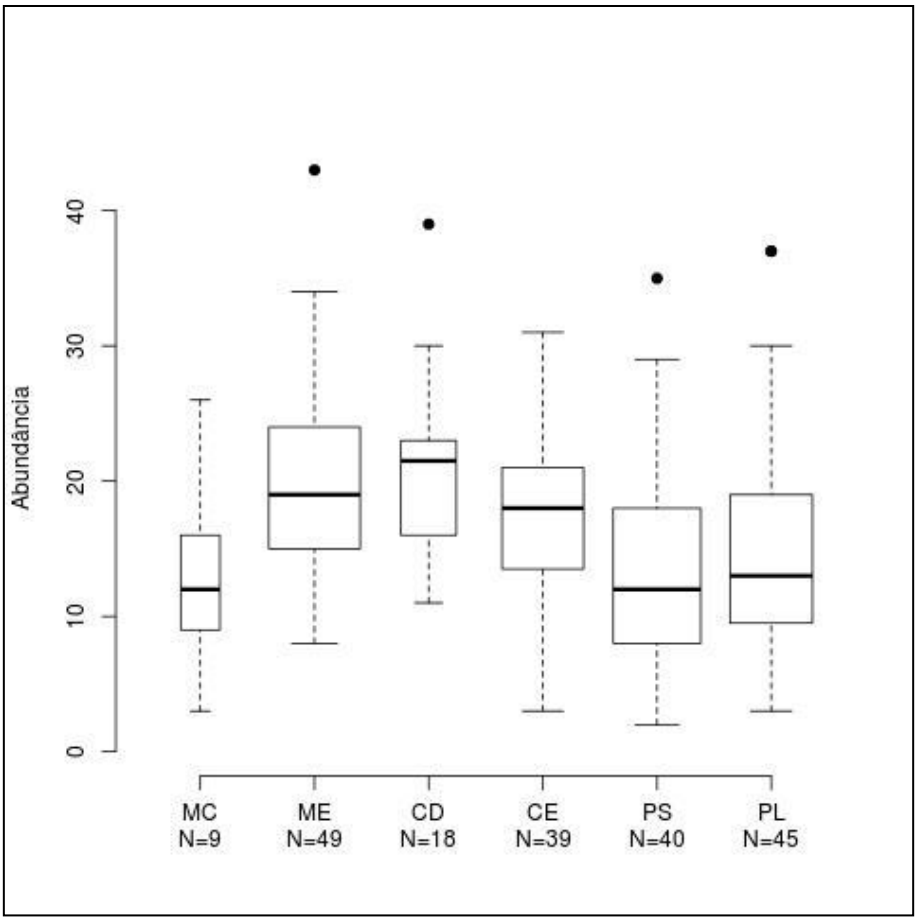

Figura 12: Abundância de espécies de aves em áreas de mata ciliar (MC), mata estacional (ME), cerradão (CD), cerrado *stricto sensu* (CE), pasto sujo (PS) e pasto limpo (PL), Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. N = n° de amostras.

As análises de ordenação demonstraram que há uma tendência de separação da comunidade de aves da EM entre formações florestais (matas estacionais e mata ciliar) e de áreas abertas (pastos limpos), com as comunidades de cerrado *stricto sensu*, cerradão e pastos sujos sendo intermediárias neste gradiente de vegetação (stress: 0,23; R^2 = 0,759) (Figura 13). As análises de similaridade apontaram que há diferenças quanto à composição das comunidades de aves nas diferentes fisionomias vegetais, sendo que apenas o cerradão e pasto sujo (R = 0,45) e cerradão e cerrado *stricto sensu* (R = 0,33) apresentaram comunidades de aves similares.

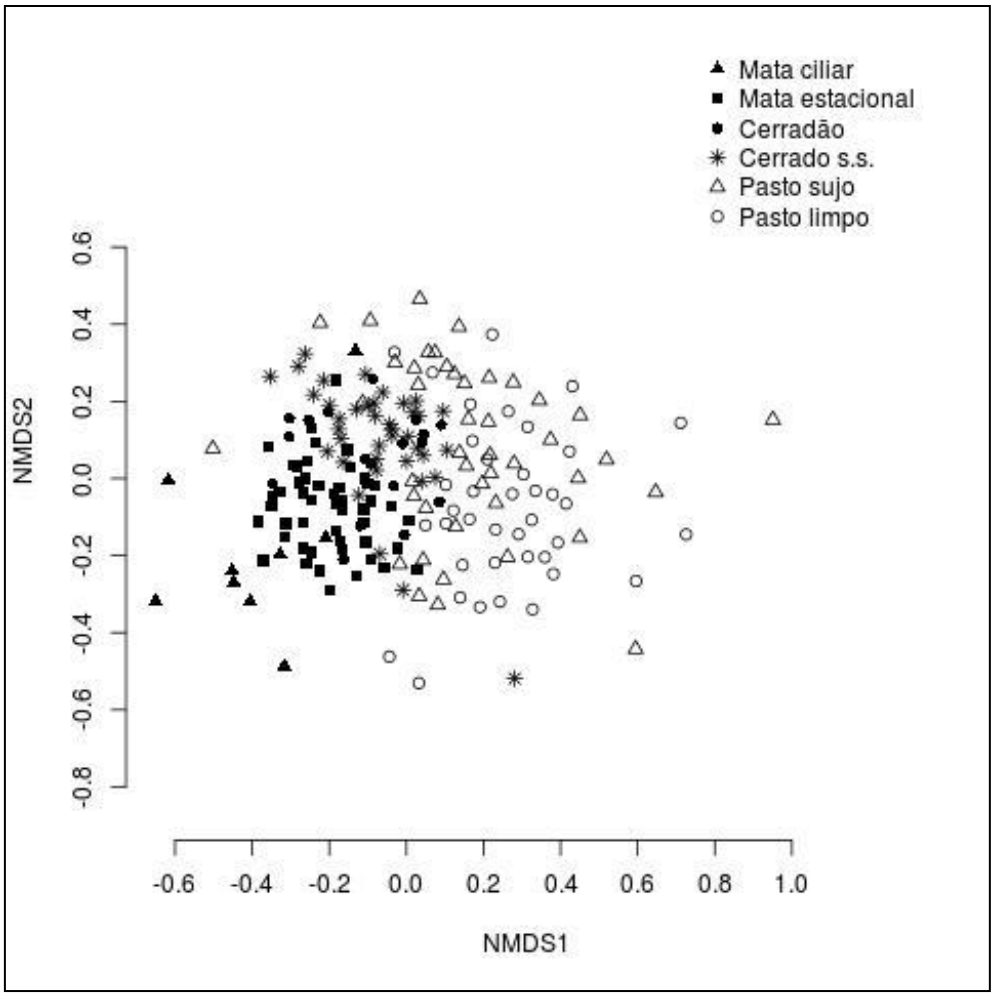

Figura 13: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (Stress = 0,23; R^2 = 0,759) para a composição e abundância da comunidade de aves de diferentes fitofisionomias da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

As aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras compreenderam a maior parte da abundância e riqueza de espécies da comunidade (Tabela 1; Figura 14). Foram obtidos 1213 contatos de 67 espécies insetívoras, 1390 contatos de 46 espécies onívoras, 349 contatos de 13 espécies frugívoras e 257 contatos de 12 espécies granívoras. Os demais grupos tróficos apresentaram menor abundância e riqueza de espécies (Tabela 1; Figura 14). Aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras também foram mais abundantes e diversificadas em cada fisionomia vegetal particular, enquanto os demais

grupos tróficos foram menos representativos, tanto em relação à abundância quanto à riqueza de espécies (Tabela 2).

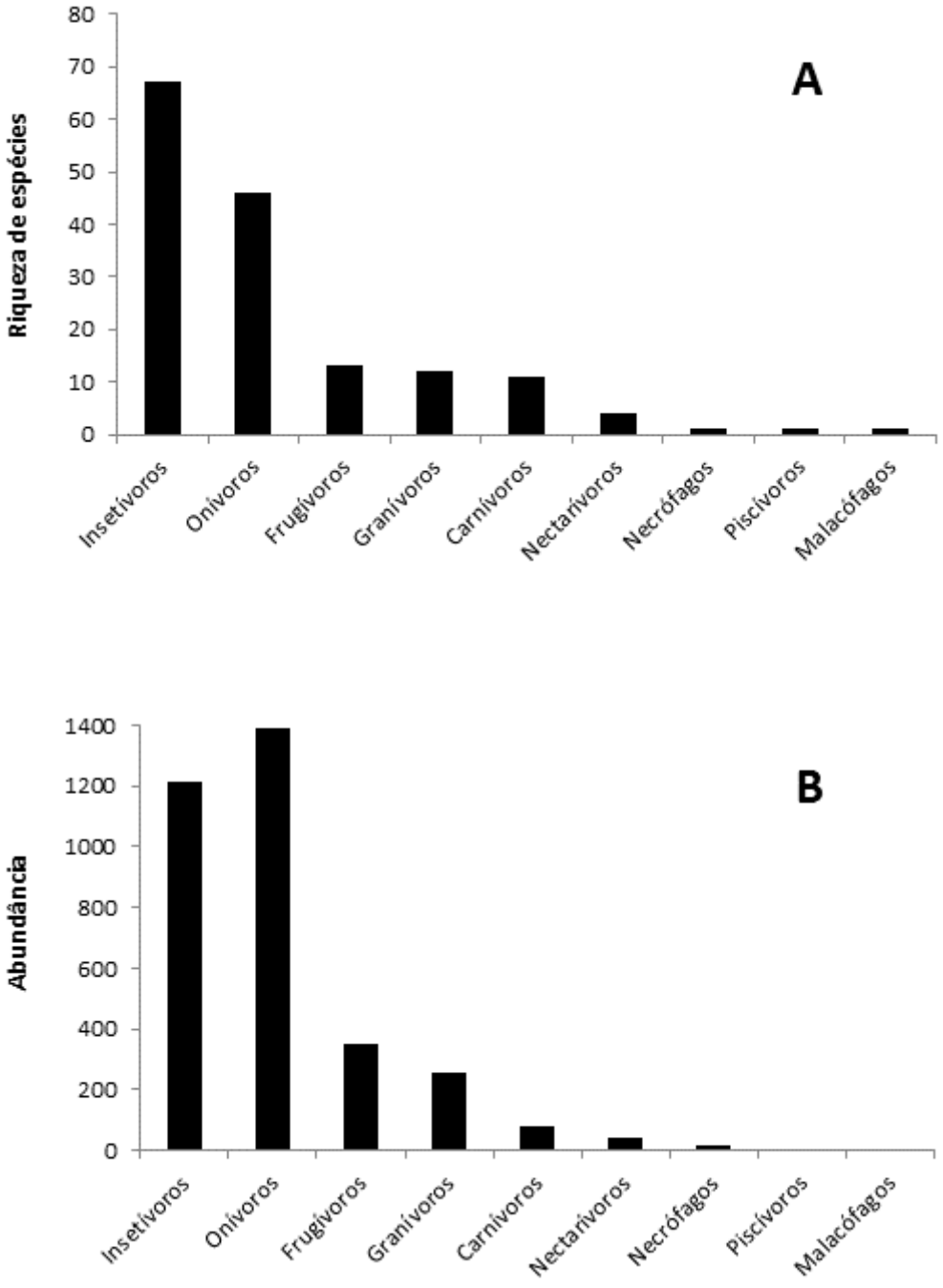

Figura 14: Riqueza de espécies (A) e abundância de aves (B) de diferentes grupos tróficos na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Tabela 2: Abundância e riqueza de espécies de aves por grupo trófico nas diferentes fisionomias vegetais, Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Valores absolutos de abundância (Ab = n° de contatos) e riqueza (Ri = n° de espécies) de cada grupo em cada fisionomia e proporção (%) que a riqueza e abundância de cada grupo representam em cada fisionomia vegetal; Grupo Trófico: I (insetívoro), O (onívoro), F (frugívoro), G (granívoro), NT (nectarívoro), C (carnívoro), N (necrófago), P (piscívoro), M (malacófago); Fitofisionomias: mata ciliar (MC), mata estacional (ME), cerradão (CD), cerrado *stricto sensu* (CE), pasto sujo (PS), pasto limpo (PL); n = n° de amostras.

		I	O	F	G	NT	C	N	P	M
MC (n=9)	**Ab (%)**	54 (47,7)	35 (30,9)	11 (9,7)	7 (6,1)	0	0	0	3 (2,6)	3 (2,6)
	Ri (%)	15 (42,8)	11 (31,4)	5 (14,2)	2 (5,7)	0	0	0	1 (2,8)	1 (2,8)
ME (n=49)	**Ab (%)**	380 (39)	415 (42,6)	117 (12)	50 (5,1)	5 (0,5)	6 (0,6)	0	0	0
	Ri (%)	46 (47,4)	32 (32,9)	10 (10,3)	5 (5,1)	1 (1)	3 (3)	0	0	0
CD (n=18)	**Ab (%)**	131 (34,8)	183 (48,6)	29 (7,7)	22 (5,8)	7 (1,8)	4 (1)	0	0	0
	Ri (%)	32 (43,2)	26 (35,1)	6 (8,1)	6 (8,1)	1 (1,3)	3 (4)	0	0	0
CE (n=39)	**Ab (%)**	231 (34,2)	302 (44,7)	71 (10,5)	39 (5,7)	22 (3,2)	10 (1,4)	0	0	0
	Ri (%)	31 (40,7)	25 (32,8)	5 (6,5)	8 (10,5)	3 (3,9)	4 (5,2)	0	0	0
PS (n=45)	**Ab (%)**	212 (35,2)	240 (39,8)	53 (8,8)	70 (11,6)	5 (0,8)	22 (3,6)	0	0	0
	Ri (%)	42 (45,1)	28 (30)	9 (9,6)	10 (10,7)	2 (2,1)	2 (2,1)	0	0	0
PL (n=40)	**Ab (%)**	205 (33,5)	215 (35,1)	68 (11,1)	69 (11,2)	2 (0,3)	38 (6,2)	14 (2,2)	0	0
	Ri (%)	27 (36,4)	24 (32,4)	7 (9,4)	8 (10,8)	1 (1,3)	6 (8,1)	1 (1,3)	0	0

A proporção representada pelos grupos tróficos em termos de riqueza não variou significativamente entre as fisionomias vegetais ($G = 45,13$; $p = 0,26$), porém houve variação na abundância proporcional dos grupos entre as fitofisionomias ($G = 62,86$; $p \leq 0,01$).

A riqueza de aves insetívoras variou entre as fisionomias vegetais de 36,4% a 47,4% das comunidades. Já a abundância de aves insetívoras variou de 33,5% a 47,7% nestas áreas, com valores ligeiramente maiores em mata ciliar e mata estacional. As aves onívoras compreenderam entre 30% a 35,1% da riqueza de espécies nas fisionomias vegetais, enquanto a abundância destas aves variou de 30,9% a 48,6% nestas áreas, com os menores valores em mata ciliar.

O grupo das aves frugívoras correspondeu de 6,5% a 14,2% da riqueza de espécies e de 7,7% a 12% da abundância de aves nas fisionomias vegetais da EM, sendo a riqueza proporcional destas aves maior em mata ciliar e mata estacional. O grupo das

aves granívoras representou de 5,1% a 11,6% da abundância e de 5,1% a 10,8% da riqueza de espécies nas fisionomias vegetais, com maiores valores em pastagens e menores em florestas. Aves nectarívoras apresentaram baixa abundância e riqueza na EM como um todo, com maiores valores de riqueza e abundância em cerrado *stricto sensu*. Aves carnívoras foram raras em toda a paisagem e em cada fisionomia vegetal particular, enquanto aves necrófagas foram pouco registradas e somente em áreas abertas. Aves piscívoras e malacófagas também foram pouco amostradas e ocorreram somente em mata ciliar (Tabela 2).

4. DISCUSSÃO

Na EM já foram registradas 247 espécies de aves através da aplicação conjunta de métodos qualitativos e quantitativos (Godoi *et al*. 2014). Assim, a riqueza de espécies observada no presente estudo através do método de pontos fixos (156 espécies) representou 63,15% da riqueza conhecida em toda a área. Este resultado demonstra que aplicar somente o método de pontos fixos não é o ideal quando se pretende registrar a maior parte da riqueza local de uma comunidade de aves (Develey 2004; Anjos *et al*. 2010; Vielliard *et al*. 2010). Entretanto, este método é um dos mais adequados quando o objetivo é gerar dados controlados sobre a abundância das espécies, sendo muito utilizado em estudos sobre a estrutura das comunidades de aves (Vielliard & Silva 1990; Aleixo & Vielliard 1995; Aleixo 1999; Almeida *et al*. 1999; Almeida 2002; Donatelli *et al.* 2004; Lyra Neves *et al.* 2004; Donatelli *et al.* 2007; Ribeiro 2008; Telles & Dias 2010).

A comunidade de aves da EM foi composta por muitas espécies que possuem baixa abundância e poucas espécies abundantes, padrão também observado em cada

fitofisionomia presente na área de estudo. Este padrão foi o mesmo observado em outras comunidades de aves em diferentes domínios biogeográficos brasileiros, demonstrando que a maioria das comunidades pode ser susceptível à perda local de espécies, uma vez que a maioria destas é pouco abundante (Vielliard & Silva 1990; Anjos 1992; Barbosa 1992; Toledo 1993; Aleixo & Vielliard 1995; Almeida *et al.* 1999; Almeida 2002; Pozza 2002; Donatelli *et al.* 2004; Lyra Neves *et al.* 2004; Donatelli *et al.* 2007; Telles & Dias 2010).

A abundância e riqueza de espécies de aves não foram similares nas diferentes fisionomias vegetais da EM. Os valores médios de riqueza e abundância foram maiores em florestas estacionais, cerradão e cerrado *stricto sensu*, e menores nas áreas de pastagens. Estes resultados corroboram estudos realizados em outras localidades do Cerrado que demonstraram que comunidades de aves são normalmente mais diversificadas em florestas estacionais, manchas de cerradão e de cerrado *stricto sensu*, quando comparadas com áreas abertas, tanto naturais quanto antropizadas (Fry 1970; Negret 1983; Tubelis & Cavalcanti 2000, 2001; Piratelli & Blake 2006).

Dentro deste contexto, esperava-se que as matas ciliares da EM também apresentassem alta riqueza e abundância de aves, pois são ambientes estruturalmente heterogêneos e normalmente apontados como formações muito ricas em espécies de aves no Cerrado (Silva 1996; Silva & Bates 2002). Porém, as áreas de mata ciliar da EM apresentaram baixa abundância e riqueza de espécies de aves, o que pode ser atribuído à pequena área ocupada por esta fitofisionomia na área de estudo e ao baixo número de amostras utilizadas neste ambiente.

Formações vegetais que apresentam estrutura mais heterogênea, com maior estratificação vertical, por exemplo, normalmente apresentam maior riqueza e abundância de aves, padrão que tem sido explicado pela hipótese da heterogeneidade

ambiental. Esta hipótese assume que habitats estruturalmente mais heterogêneos podem fornecer mais nichos ecológicos permitindo maior diversificação na exploração de recursos, o que causaria aumento na diversidade de espécies (MacArthur & MacArthur 1961; Tews *et al.* 2004). A heterogeneidade pode ser promovida, dentre outros fatores, pela estrutura da vegetação, que por sua vez é determinada pelas comunidades vegetais (MacArthur & MacArthur 1961; MacArthur *et al.* 1962). Assim, mesmo em pequenas escalas espaciais, a estrutura da vegetação parece determinar a distribuição e abundância das espécies, promovendo variações na composição e estrutura das comunidades de aves entre diferentes tipos de habitat (Wiens 1989; Blake & Loiselle 2000; Tews *et al.* 2004).

A despeito das diferenças de riqueza e abundância de aves entre as fisionomias vegetais, deve-se destacar a importância da diversidade de tipos de vegetação existente na EM para a conservação local da avifauna. As aves do Cerrado necessitam de um mosaico de fitofisionomias para manter suas populações, sendo que muitas delas realizam movimentos diários e sazonais entre estas áreas para forragear. Assim, é importante a manutenção da diversidade de habitats existente na paisagem do Cerrado para garantir disponibilidade de recursos paras as aves ao longo de todo o ano (Tubelis *et al.* 2004).

Em relação à composição de espécies e estrutura das comunidades, as diferentes fisionomias vegetais presentes na EM apresentaram comunidades particulares de aves, em especial as matas estacionais e matas ciliares, onde ocorreram espécies exclusivas destes ambientes. Dentre as espécies exclusivas das matas estacionais ocorreram inclusive aves da Mata Atlântica, como *Ramphastos dicolorus* e *Melanerpes flavifrons* (Goerck 1997; Brooks *et al.* 1999), demonstrando que estes ambientes possibilitam que diferentes espécies atlânticas possam expandir sua distribuição a oeste, para regiões

mais interioranas do Cerrado (Straube *et al.* 1996; Pivatto *et al.* 2006). As matas estacionais da EM também parecem ser o principal habitat para algumas espécies que necessitam de florestas relativamente extensas para manter suas populações, dentre as quais algumas espécies de grande porte, como *Penelope superciliaris*, *Micrastur ruficollis* e *Pulsatrix perspicillata*, e pequenas aves insetívoras que dependem do sub-bosque florestal, como *Herpsilochmus atricapillus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Corythopis delalandi* e *Cantorchilus guarayanus*.

As matas ciliares da EM também apresentaram espécies de aves que só ocorreram ou foram mais abundantes nestas áreas, como *Aramus guarauna*, *Crotophaga major*, *Chloroceryle amazona*, *Momotus momota*, *Myiozetetes cayanensis* e *Myiarchus ferox*. Matas ciliares são ambientes notadamente diversificados que apresentam comunidades de aves particulares com espécies fortemente associadas com estas formações (Fry 1970; Silva & Vielliard 2004; Piratelli & Blake 2006; Posso *et al.* 2013). Elas também funcionam como refúgio para espécies de aves típicas de habitats savânicos adjacentes (Silva & Bates 2002; Tubelis *et al.* 2004) e como corredores que permitem a expansão da distribuição de aves típicas de domínios florestais adjacentes para o interior do Cerrado (Silva 1996).

Os pastos limpos presentes na EM também apresentaram comunidades de aves distintas das demais fisionomias vegetais, uma vez que nestas áreas ocorreram espécies de aves típicas de áreas abertas (Silva 1995a). Dentre as espécies registradas nos pastos limpos foram comuns *Theristicus caudatus*, *Caracara plancus*, *Cariama cristata*, *Vanellus chilensis*, *Eupsittula aurea*, *Athene cunicularia*, *Colaptes campestris*, *Furnarius rufus*, *Sicalis flaveola* e *Gnorimopsar chopi*. Todas estas espécies são típicas habitantes de áreas abertas naturais e antrópicas do Cerrado e de outros domínios

fitogeográficos, ocupando inclusive áreas perturbadas por desmatamentos em regiões florestais (Sick 1997).

As áreas de cerrado *stricto sensu* e cerradão apresentaram grande similaridade quanto à composição e abundância das comunidades, corroborando os dados obtidos em áreas de Cerrado no leste do estado de Mato Grosso do Sul (Piratelli & Blake 2006). Estas formações, juntamente com os pastos sujos, formaram um grupo intermediário entre as comunidades de aves florestais e as de pastos limpos. As áreas de cerrado *stricto sensu* e cerradão apresentaram 61 espécies em comum, o que representou 82,4% e 80,2% da riqueza observada nestas áreas, respectivamente.

O cerrado *stricto sensu* é uma savana arborizada que apresenta muitas espécies particulares, mas que também é frequentemente habitado tanto por espécies que são predominantemente campestres quanto por aquelas florestais (Tubelis *et al.* 2004; Piratelli & Blake 2006; Posso *et al.* 2013). As espécies de aves mais abundantes nas áreas de cerrado *stricto sensu* da EM foram aquelas tipicamente registradas nestes ambientes (*Euphonia chlorotica*, *Myiarchus tyrannulus*, *Hemithraupis guira*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Ramphastos toco*, *Hemitriccus margaritaceiventer*, *Hylocharis chrysura*, *Nystalus striatipectus*), mas também ocorreram espécies mais florestais com ampla capacidade de movimentação pela paisagem (*Pyrrhura devillei*, *Cyanocorax cyanomelas*, *Turdus leucomelas*, *Pteroglossus castanotis*). Poucas espécies campestres ocorreram nestas áreas, como *Cariama cristata* e *Sicalis flaveola*, registrados principalmente em áreas de cerrado *stricto sensu* mais abertas ou nas bordas destes ambientes.

O cerradão é uma fisionomia florestal do Cerrado e por isso também é habitat para muitas espécies de aves que ocorrem em florestas estacionais e mata ciliar (Piratelli & Blake 2006; Posso *et al.* 2013). Porém, na EM as comunidades de aves de cerradão

são mais similares às de cerrado *stricto sensu*, demonstrando também a influência savânica sob a composição de espécies desta fitofisionomia. Desta forma, as áreas de cerradão apresentam uma comunidade de aves formada principalmente por espécies capazes de habitar tanto formações florestais quanto savânicas. Nas áreas de cerradão da EM ocorreram algumas espécies que são normalmente mais comuns em ambientes florestais ou savanas florestadas (*Cyanocorax cyanomelas*, *Turdus leucomelas*, *Sirystes sibilator*, *Myiothlypis flaveola*, *Casiornis rufus*) e outras mais comuns em savanas arborizadas mais abertas (*Euphonia chlorotica*, *Pitangus sulphuratus*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Ramphastos toco*, *Myiarchus tyrannulus*).

Os pastos sujos presentes na EM apresentaram comunidades de aves mais similares com as áreas de cerradão. Estas fisionomias apresentaram 54 espécies de aves em comum, o que representou 58% da riqueza observada nos pastos sujos e 72,9% da riqueza observada em cerradão. Desta forma, os pastos sujos demonstraram ser capazes de abrigar parte da avifauna presente nas florestas e savanas circundantes. Isso certamente se deve a presença de árvores e arbustos nestas pastagens, que podem ser utilizados como trampolins ecológicos (*stepping stones*), tornando as pastagens mais permeáveis para o forrageamento e movimentação de espécies de aves entre os fragmentos de vegetação nativa (Estrada *et al.* 2000). Além disso, algumas espécies de plantas que colonizam as pastagens oferecem uma grande oferta de frutos, tornando-as ainda mais permeáveis às aves. Este é o caso da capororoca (*Rapanea guianensis*, Myrsinaceae), espécie comum nos cerrados e pastagens sujas da área de estudo e pertencente a um gênero de plantas reconhecidamente importante para a dieta das aves (Pineschi 1990; Francisco & Galetti 2001; Pascotto 2007).

Aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras são predominantes na EM, mesmo quando analisadas em cada fisionomia vegetal particular. Estes grupos

normalmente são dominantes em áreas de Cerrado (Motta-Junior 1990; Donatelli *et al.* 2004; Piratelli & Blake 2006; Manica *et al.* 2010; Telles & Dias 2010; Vieira *et al.* 2013) e também em outros domínios fitogeográficos do Brasil (Willis 1979; Aleixo 1999; Anjos 2001; Silveira *et al.* 2003; Santos 2004; Olmos *et al.* 2005; Telino-Júnior *et al.* 2005; Ross *et al.* 2006; Donatelli *et al.* 2007; Ribeiro 2008; Silveira & Machado 2012).

A predominância de aves insetívoras pode estar relacionada com a grande abundância de artrópodes e oferta relativamente regular destes recursos. Desta forma, basear a dieta em artrópodes pode ser uma estratégia mais segura para as aves do que o consumo de frutos, que normalmente estão disponíveis de forma irregular no espaço e tempo, especialmente em mosaicos de vegetação aberta e florestal e com regime sazonal na precipitação, como na Serra da Bodoquena (Reys *et al.* 2005) e no Cerrado de forma geral (Batalha & Mantovani 2000; Batalha & Martins 2004). Adotar uma dieta onívora, com consumo regular de frutos, artrópodes e vertebrados, frequentemente torna as espécies menos sensíveis a fragmentação e degradação de habitats, uma vez que uma dieta variada permite às aves explorar diferentes tipos de vegetação e ter oferta regular de alimento ao longo de todo o ano. Por isso algumas aves onívoras tornam-se abundantes em ambientes alterados, ao mesmo tempo em que aves mais especializadas, tanto insetívoras quanto frugívoras, tornam-se raras nestes ambientes (Willis 1979).

Na EM as aves granívoras foram mais comuns em pastagens e áreas de cerrado *stricto sensu*, pois as sementes de gramíneas, que são o alimento preferencial de algumas espécies comuns, como *Volatinia jacarina* e *Sicalis flaveola*, são mais abundantes nas áreas campestres e savânicas do Cerrado (Motta-Junior 1990). Aves nectarívoras foram pouco amostradas, sendo mais comuns em áreas de cerrado *stricto sensu*, corroborando dados obtidos em outras áreas de Cerrado no Brasil central

(Piratelli & Blake 2006; Vieira *et al.* 2013). Aves malacófagas e piscívoras só ocorreram em mata ciliar, já que somente nestas áreas ocorrem corpos d'água onde seus recursos alimentares podem ser encontrados. Finalmente, aves carnívoras estiveram representadas por poucas espécies, assim como em outros estudos (Motta-Junior 1990; Donatelli *et al.* 2004; Manica *et al.* 2010), já que predadores de topo ocupam territórios extensos e são naturalmente raros.

Com relação à conservação, dois grupos principais de espécies devem ser destacados: aves insetívoras que vivem no sub-bosque de ambientes florestais e aves frugívoras florestais de solo e de copa, notadamente as de grande porte. Os pequenos insetívoros florestais de sub-bosque estão entre os grupos mais sensíveis à perda de habitat e fragmentação florestal (Willis 1979; Bierregaard & Lovejoy 1989), pois muitas espécies não conseguem manter populações viáveis em fragmentos florestais pequenos e se movimentar por áreas abertas para se deslocar em direção a outros fragmentos (Stouffer & Bierregaard 1995; Canaday 1997; Marini 2001; Sekercioglu *et al.* 2002; Martensen *et al.* 2008). Aves frugívoras florestais de grande porte (*Crax fasciolata*, *Aburria cumanensis*, *Penelope superciliaris*, *Ramphastos dicolorus*, *Pteroglossus castanotis*) também são muito sensíveis à fragmentação florestal (Willis 1979; Price *et al.* 1999), pois precisam de grandes manchas de vegetação nativa ou de áreas naturais remanescentes bem conectadas entre si para forragear em busca de árvores frutíferas. A conservação de aves frugívoras é de extrema importância para a manutenção dos ecossistemas naturais, pois elas atuam como dispersoras de sementes ajudando na reprodução de muitas espécies de plantas e na recuperação dos ambientes naturais (Levey 1988; Silva *et al.* 1996; Pizo 2001).

Embora na EM não tenham sido registradas espécies de aves ameaçadas de extinção no Brasil (Silveira & Straube 2008), ocorrem na área três espécies "quase

ameaçadas" de extinção no âmbito global (IUCN 2013): o gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*), a tiriba-fogo (*Pyrrhura devillei*) e o papagaio-galego (*Alipiopsitta xanthops*) (Godoi *et al.* 2014). O gavião-de-penacho é uma ave de rapina de grande porte que demanda grandes extensões de ambientes florestais para manter suas populações. Por isso é uma espécie rara que ocorre normalmente em regiões que ainda mantém grandes áreas de habitat natural preservado (Sick 1997), como na Serra de Maracaju, Maciço do Urucum e Serra da Bodoquena, que são os grandes maciços florestais do estado de Mato Grosso do Sul (Godoi *et al.* 2012). A tiriba-fogo ocorre no Paraguai, Bolívia e Brasil, onde apresenta distribuição restrita ao estado de Mato Grosso do Sul (Sick 1997; Sigrist 2007; Van Perlo 2009), ocorrendo na Serra da Bodoquena (Pivatto *et al*. 2006), Serra de Maracaju (Nunes *et al.* 2013) e no ecótono destas áreas com a planície pantaneira. Apesar da distribuição restrita, é uma espécie florestal normalmente comum nas áreas onde ocorre, sendo uma das aves mais abundantes da EM (ver Tabela 1). O papagaio-galego, por sua vez, é uma espécie comum na porção sul mato-grossense da Bacia do Alto Rio Paraná (Godoi *et al.* 2013), porém, por preferir ambientes campestres (Sick 1997; Silva 1995a), parece não ser comum na EM, onde as fisionomias dominantes são florestais.

A alta riqueza de espécies de aves observada na EM, muitas das quais dependentes e semidependentes de ambientes florestados (Godoi *et al.* 2014), além da presença de espécies ameaçadas e sensíveis à perda e fragmentação de habitats, como algumas aves insetívoras de sub-bosque e frugívoras de grande porte, pode ser atribuída a alguns fatores principais. Primeiramente, a manutenção de fragmentos de vegetação nativa próximos de áreas que ainda preservam grandes extensões de ambientes naturais, em especial de florestas estacionais e cerrado *stricto sensu*. A proximidade de grandes áreas de vegetação nativa certamente contribui para o aumento na diversidade de

espécies de aves em áreas alteradas e com a presença de espécies sensíveis em paisagens fragmentadas e degradadas, como já demonstrado em outros estudos (Aleixo 1999; Marsden *et al.* 2001; Faria *et al.* 2006).

Outro ponto importante para a conservação da avifauna é a permeabilidade da matriz antrópica, em especial dos pastos sujos, para as aves dependentes e semidependentes de ambientes florestais. Sistemas de produção que permitem a manutenção de habitats estruturalmente mais complexos, quando comparados a outros sistemas que simplificam o ambiente, evitando a manutenção de árvores, por exemplo, conferem uma maior permeabilidade da paisagem à biodiversidade local (Pimentel *et al.* 1992; Estrada *et al.* 1993 a, b,1994; Perfecto *et al.* 1996; Greenberg *et al.* 1997; Rice & Greenberg 2000; Sherry 2000; Faria *et al.* 2006). Desta forma, a manutenção de parte do estrato arbustivo e arbóreo em meio às pastagens certamente contribui para a conservação local da avifauna, na medida em que propiciam aumento na área disponível de habitat e também por facilitar a movimentação das espécies de aves pela paisagem.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ALEIXO, A. & J. M. E. VIELLIARD. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** 12 (3): 493-511.

ALMEIDA, M. E. C. 2002. **Estrutura de comunidades de aves em áreas de Cerrado da região nordeste do estado de São Paulo.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar, São Carlos, SP. 133 páginas.

ALMEIDA, M. E. C.; VIELLIARD, J. M. E. & M. M. DIAS. 1999. Composição da avifauna em duas matas ciliares na bacia do rio Jacaré-Pepira, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** 16 (4): 1087-1098.

ANJOS, L. 1992. **Riqueza e abundância de aves em "ilhas" de florestas de Araucária.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFPR, Curitiba, PR. 178 páginas.

ANJOS, L. 2001. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **The Wilson Bulletin.** 111: 397-414.

ANJOS, L.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; SERAFINI, P. P.; LOPES, E. V.; BOÇON, R.; SILVA, E. S. & M. V. BISHEIMER. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. Em: **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento** (S. VON MATTER et al., Editores). Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ. Páginas: 61-76.

BARBOSA, A. F. 1992. **Avifauna de uma mata de Araucaria e Podocarpus do Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo.** Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba, SP. 173 páginas.

BATALHA, M. A. & W. MANTOVANI. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pe-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia**. 60 (1): 129-145.

BATALHA, M. A. & F. R. MARTINS. 2004. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park. **Australian Journal of Botany**. 52 (2): 149-161.

BIERREGAARD JR., R. O. & T. E. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazônica.** 19: 215-241.

BLAKE, J. G. & B. A. LOISELLE. 2000. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. **The Auk**. 117 (3): 663-686.

BOGGIANI, P. C.; FAIRCHILD, T. R. & A. M. COIMBRA. 1993. O grupo Corumbá (Neoproterozóico-Cambriano) na região central da Serra da Bodoquena (Faixa Paraguai), Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Geociências.** 23 (3): 301-305.

BOGGIANI, P. C.; SIAL, A. N.; RIBEIRO, F. B.; FLEXOR, J. M.; ROQUE, A. & V. P. FERREIRA. 1999. Paleoenvironmental indications from stable isotopes in freshwater Quaternary limestones in the Bodoquena Plateau, Central South America. In: **Simpósio Sudamericano de Geologia Isotopica**, 1999, Ciudade de Villa Carlos Paz. Actas. Buenos Aires: Associação Geológica Argentina e outras. Volume 1: 380-382.

BRASIL. 1997. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP / Projeto Pantanal. Brasília: Programa Nacional de Meio Ambiente.** PNMA, vol. 3: 50-60.

BROOKS, T.; TOBIAS, J. & A. BALFORD. 1999. Deforestation and bird extinction in the Atlantic Forest. **Animal Conservation.** 2: 211-222.

CANADAY, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. **Biological Conservation**. 77: 63-77.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos) 2014. **Lista das aves do Brasil.** Disponível em: http://www.cbro.org.br. Acesso em 15 de abril de 2014.

COLWELL, R. K. & J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B.** 345: 101–118.

DEVELEY, P. F. 2004. Métodos para estudos com aves. Em: **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre** (L. CULLEN et al., Editores.). Editora Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Paraná. Páginas: 153-168.

DIAS, B. F. S. 1990. Conservação da natureza no cerrado brasileiro. Em: **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.** (M. N. PINTO, editor). Editora Universidade de Brasília (UNB), Brasília, DF. Páginas: 583–640.

DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V. & C. D. FERREIRA. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 21: 97-114.

DONATELLI, R. J.; FERREIRA, C. D.; DALBETO, A. C. & S. R. POSSO. 2007. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** 24 (2): 362-375.

EITEN, G. 1993. Vegetação do Cerrado. Em: **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.** (M. N. Pinto, editor). Editora Universidade de Brasília (UNB), Brasília, DF. Páginas: 17–73.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. & D. MERITT JR. 1993a. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**. 16: 309–318.

ESTRADA, A.; COATES, R.; MERITT JR., D.; MONTIEL, S. & D. CURIEL. 1993b. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetatio.** 107/108: 245–257.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. & D. MERITT JR. 1994. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Las Tuxtlas, Mexico. **Ecography**. 17: 229–241.

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

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J. & M. CETRA. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation.** 15: 587-612.

FRANCISCO, M. R. & M. GALETTI. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes em *Rapanea lancifolia* (Myrcinaceae) por aves em uma área de Cerrado no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Ararajuba.** 9 (1): 13-19.

FRY, C. H. 1970. Ecological distribution of birds in north-eastern Mato Grosso State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências.** 42: 275–318.

GODOI, M. N.; MORANTE-FILHO, J. C.; FAXINA, C.; MÓDENA, E. S.; PIVATTO, M.A.C.; MANÇO, D. D. G.; BOCCHESE, R.; TERIBELE, R.; ROSA, A. L. M. & V. K. STAVIS. 2012. Aves da rapina raras no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Atualidades Ornitológicas.** 170: 41-47.

GODOI, M. N.; MORANTE-FILHO, J. C.; MÓDENA, E. S.; FAXINA, C.; TIZIANEL, F. A. T.; BOCCHESE, R.; PIVATTO, M. A. C.; NUNES, A. P. & S. R. POSSO. 2013. Birds of Upper Paraná River Basin in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia.** 21 (3): 176-204.

GODOI, M. N.; PIVATTO, M. A. C.; MELLO, A. V.; LAPS, R. R. & F. L. SOUZA. 2014. Aves da RPPN Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Atualidades Ornitológicas.** 178: 39-49.

GOERCK, J. M. 1997. Patterns of rarity in the Birds of the Atlantic Forests of Brazil. **Conservation Biology.** 11: 112-118.

GREENBERG R.; BICHIER, P.; ANGON, A. C. & J. STERLING. 1997. Bird populations in rustic and planted coffee plantations of Eastern Chiapas, México. **Biotropica.** 29: 501–514.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2006. Diretoria de Geociências. **Mapa das Unidades de Relevo.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br. Acesso em: 25/03/2013.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2013a. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Encarte 1.** Brasília, DF. 50 páginas. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2082-parna-da-serra-da-bodoquena.html. Acesso em: 16 de abril de 2014.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2013b. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Encarte 2.** Brasília, DF. 91 páginas. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2082-parna-da-serra-da-bodoquena.html. Acesso em: 16 de abril de 2014.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2013. **The IUCN Red List of Threatened Species.** Disponível em: http://www.iucnredlist.org/. Acesso em: 02 de agosto de 2013.

KARR, J. R.; ROBINSON, S. K.; BLAKE, J. G. & R. O. BIERREGAARD. 1990. Birds of four neotropical rainforests. Em: **Four Neotropical Rainforests.** (A. H. GENTRY, editor). Yale University Press, New Haven. Páginas: 237-268.

LEVEY, D. J. 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs.** 58: 251-269.

LYRA-NEVES, R. M.; DIAS, M. M.; AZEVEDO-JÚNIOR, S. M.; TELINO-JÚNIOR, W. R. & M. E. L. LARRAZÁBAL. 2004. Comunidades de aves da Reserva Estadual de Gurjaú, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** 21 (3): 581-592.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 1999. **Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal.** Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 26 páginas.

MACARTHUR, R. & J. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. **Ecology.** (43): 594-598.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. & J. PREER. 1962. On bird species diversity: II. Prediction on bird census from habitat measurements. **The American Naturalist.** (46): 167-174.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; TABOR, K. & M. STEININGER. 2004. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro.** Conservação Internacional, Brasília, DF. 26 páginas.

MANICA, L. T.; TELLES, M. & M. M. DIAS. 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology.** 70 (2): 243-254.

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

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M. & M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic Forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation.** 10: 737-751.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G. & J. P. METZGER. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation.** 141: 2184-2192.

MINNS, J. C.; BUZZETTI, D. R. C.; ALBANO, C. G.; WHITTAKER, A.; GROSSET, A. E. & R. PARRINI. 2009. **Birds of Brazil/Aves do Brasil.** DVD-ROM. Avis Brasilis Editora, Vinhedo, SP.

MOTTA-JÚNIOR, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba.** 1: 65-71.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 403: 853-858.

NEGRET, A. J. 1983. **Diversidade e Abundância da Avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.** Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília (UNB), Brasília, Brasil.

NUNES, A. P.; GODOI, M. N.; PIVATTO, M. A. C.; MORANTE-FILHO, J. C.; PATRIAL, E. W.; SILVA, P. A.; STAVIS, V. K.; MANÇO, D. G.; COSTACURTA, M. B.; LEUCHTENBERGER, C. & C. R. LEHN. 2013. Aves da Serra de Maracaju, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia.** 21 (1): 75-100.

OKSANEN J.; KIND, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H. & H. WAGNER. 2009. *vegan:* **Community Ecology Package. R package version 1.15-3.** Disponível em: http://CRAN.R-project.org/package=vegan.

OLIVEIRA, V. B.; PAGLIA, A. P.; FONSECA, M. & E. GUIMARÃES. 2010. **RPPN e biodiversidade: o papel das reservas particulares na proteção da biodiversidade da Mata Atlântica.** Conservação Internacional, Fundação SOS Mata Atlântica, The Nature Conservancy. Belo Horizonte, MG. 48 páginas.

OLMOS, F.; SILVA, W. A. G. & C. G. ALBANO. 2005. Aves em oito áreas de Caatinga no Sul do Ceará e Oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. **Papéis Avulsos de Zoologia.** 45: 179-199.

PASCOTTO, M. C. 2007. *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav) Mez (Myrsinaceae) como uma importante fonte alimentar para as aves em uma mata de galeria no interior do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia.** 24 (3): 735-741.

PERFECTO I.; RICE, R. A.; GREENBERG, R. & M. E. VAN DER VOOT. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. **BioScience**. 46: 598–608.

PIMENTEL D.; STACHOW, U.; TAKACS, D. A.; BRUBAKER, H. W.; DUMAS, A. R.; MEANEY, J. J.; O'NEIL, J. S. A.; ONSI, D. E. & D. B. CORZILIUS. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. **Bioscience.** 42: 354–362.

PINESCHI. R. B. 1990. Aves como dispersoras de sete espécies de *Rapanea* (Myrsinaceae) no Maciço do Itatiaia, Estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. **Ararajuba.** 1: 73-78.

PIRATELLI, A. & J. G. BLAKE. 2006. Bird communities of the Southeastern Cerrado region, Brazil. **Ornitologia Neotropical.** 17: 213-225.

PIVATTO, M. A. C.; MANÇO, D. D. G.; STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A. & M. MILANO. 2006. Aves do Planalto da Bodoquena, Estado de Mato Grosso do Sul (Brasil). **Atualidades Ornitológicas.** N° 129.

PIZO, M. A. 2001. A conservação das aves frugívoras. Em: **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias.** (J. L. B. ALBUQUERQUE et al., Editores.). Editora Unisul, Tubarão, SC. Páginas: 49-59.

POSSO, S. R.; FREITAS, M. N.; BUENO, F. A.; MIZOBE, R. S.; MORANTE-FILHO, J. C. & J. RAGUSA-NETO. 2013. Avian composition and distribution in a mosaico of

Cerrado habitats (RPPN Parque Ecológico João Basso) in Rondonópolis, Mato Grosso, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia.** 21 (4): 243-256.

POTT, A. & V. J. POTT. 2003. Espécies de fragmentos florestais em Mato Grosso do Sul. Em: **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região centro oeste.** (R. B. D. COSTA, editor). UCDB, Campo Grande, MS: 26-52.

POZZA, D. D. 2002. **Composição da avifauna da Estação Ecológica de São Carlos (Brotas-SP) e Reserva Ambiental da Fazenda Santa Cecília (Patrocínio Paulista-SP).** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar, São Carlos, SP. 89 páginas.

PRICE, O. F.; WOINARSKI, J. C. Z. & D. ROBINSON. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. **Biological Conservation.** 91: 169-180.

R CORE TEAM. 2013. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: http://www.R-project.org/.

REYS, P.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C. & J. SABINO. 2005. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no rio Formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica.** 5 (2): 1-10.

RIBEIRO, A. L. 2008. **Comunidade de aves de uma área do Médio Rio Doce, Minas Gerais, Sudeste do Brasil.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos, SP. 126 páginas.

RIBEIRO, J. F. & B. M. T. WALTER. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Em: **Cerrado: ambiente e flora.** (S. M. SANO & S. P. ALMEIDA, editores). Embrapa Cerrados, Brasília, DF, Brasil. Páginas: 89-166.

RICE R. A. & R. GREENBERG. 2000. Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. **Ambio**. 29: 167–173.

ROOS, A. L.; NUNES, M. F. C.; SOUZA, E. A.; SOUZA, A. E. B. A.; NASCIMENTO, J. L. X. & R. C. A. LACERDA. 2006. Avifauna da região do Lago de Sobradinho: composição, riqueza e biologia. **Ornithologia.** 1: 135-160.

SANTOS, M. P. D. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação de Caatinga no estado do Piauí, Brasil. **Ararajuba.** 12: 113-123.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOEHRING D. & R. F. SANDI. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Science oh the United States of America.** 99: 263–267.

SHERRY, T. W. 2000. Shade coffee: A good brew even in small doses. **The Auk**. 117: 563–568.

SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira.** Editora Nova Fronteira S. A., Rio de Janeiro, RJ. 863 páginas.

SIGRIST, T. 2007. **Guia de Campo: Aves do Brasil Oriental.** 1° Edição. Volume 1. São Paulo – SP. 448 páginas.

SILVA, J. M. C. 1995a. Avian inventory of the Cerrado Region, South America: Implications for biological conservation. **Bird Conservation International.** 5: 15-28.

SILVA, J. M. C. 1995b. Biogeographic analysis of the South American cerrado avifauna. **Steenstrupia**. 21: 49-67.

SILVA, J. M. C. 1995c. Birds of the Cerrado Region, South America. **Steenstrupia.** 21: 69-92.

SILVA, J. M. C. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. **Ornitologia Neotropical.** 7: 1-18.

SILVA, J. M. C. & J. M. BATES. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**. 52 (3): 225-233.

SILVA, J. M. C. & M. P. D. SANTOS. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. Em: **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação.** (A. SCARIOT et al., editores). Brasília, DF. 439 páginas.

SILVA, W. R. & J. VIELLIARD. 2004. Avifauna de Mata Ciliar. Em: **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação.** (R. R. Rodrigues & H. D. F. Leitão-Filho, editores). 2ª Edição. Edusp, Fapesp. São Paulo, SP. Páginas 169-186.

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

SILVEIRA, L. F. & F. C. STRAUBE. 2008. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. Em: **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** (A. B. M. MACHADO et al., editores). Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas. Brasília, DF. Páginas 379-666.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F. & A. LONG. 2003. Birds in Atlantic Forest fragments in northeastern, Brazil. **Cotinga.** 20: 32-46.

SILVEIRA, M. H. B. & C. G. MACHADO. 2012. Estrutura da comunidade de aves em áreas de *caatinga* arbórea na Bacia do rio Salitre, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia.** 20 (3): 161-172.

STOUFFER, P. C. & R. O. JR. BIERREGAARD. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**. 76: 2429-2445.

STRAUBE, F. C.; BORNSCHEIN, M. R. & P. SCHERER-NETO. 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná e áreas limítrofes (Brasil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia.** 39 (1): 193-214.

TELLES, M. & M. M. DIAS. 2010. Bird communities in two fragments of Cerrado in Itirapina, Brazil. **Brazilian Journal of Biology.** 70 (3): 537-550.

TELINO-JÚNIOR, W. R.; DIAS, M. M.; AZEVEDO JÚNIOR, S. M.; LYRA-NEVES, R. M. & M. E. LARRAZÁBAL. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** 22: 962-973.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBORGERL, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M. & F. JELTSCH. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography.** 31: 79-92.

TOLEDO, M. C. B. 1993. **Densidade e distribuição da avifauna de duas reservas fragmentadas de Mata Atlântica na Serra da Mantiqueira, SP.** Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (USP), Piracicaba, SP. 125 páginas.

TUBELIS, D. P. & R. B. CAVALCANTI. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. **Bird Conservation International.** 10: 331-350.

TUBELIS, D. P. & R. B. CAVALCANTI. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. **Ornitologia Neotropical.** 12: 57-73.

TUBELIS, D. P.; COWLING, A. & C. DONNELL. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation.** 118: 353-364.

VAN PERLO, B. 2009. **A field guide to the Birds of Brazil.** Oxford University Press. 465 páginas.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R. & J. C. A. LIMA. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema internacional.** Rio de Janeiro, RJ. IBGE.

VIEIRA, F. M.; PURIFICAÇÃO, K. N.; CASTILHO, L. S. & M. C. PASCOTTO. 2013. Estrutura trófica da avifauna de quatro fitofisionomias de Cerrado no Parque Estadual da Serra Azul. **Ornithologia.** 5(2): 43-57.

VIELLIARD, J. M. E. & W. R. SILVA. 1990. **Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil.** Em: Anais do IV ENA V, Recife, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Páginas: 117-151.

VIELLIARD, J. M. E. & ALMEIDA, M. E. C.; ANJOS, L. & W. R. SILVA. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). Em: **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento** (S. VON MATTER et al., Editores.). Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ. Páginas: 45-60.

WIENS, J. A. 1989. **The ecology of bird communities. Foundations and patterns.** Cambridge University Press. Cambridge.

WILLIS, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlands in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia.** 33: 1–25.

ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO E A COMUNIDADE DE AVES EM FLORESTAS, SAVANAS E PASTAGENS DA SERRA DA BODOQUENA, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL

GODOI[1], M. N.; F. L. SOUZA[2]; R. R. LAPS[2] & D. B. RIBEIRO[2]

[1] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Cidade Universitária s/n, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

[2] Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

RESUMO: Estrutura da vegetação e a comunidade de aves em florestas, savanas e pastagens da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

A distribuição e abundância das espécies aves podem ser influenciadas por diversos fatores ambientais. Variáveis relacionadas com a estrutura da vegetação podem estar entre estes fatores, e assim teriam importante papel sobre as comunidades de aves. Desta forma, neste estudo foi testada a hipótese de que variações na composição, riqueza e abundância de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras estão relacionadas com a estrutura da vegetação em gradientes de florestas, savanas e pastagens da Serra da Bodoquena, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. Para isso, amostras foram dispostas em matas estacionais, mata ciliar, cerradão (savanas florestadas), cerrado *stricto sensu* (savanas arborizadas), pastos sujos e pastos limpos. As aves foram amostradas através de pontos fixos e para cada amostra foram coletados dados sobre a estrutura da vegetação e composição, riqueza de espécies e abundância de

aves. A relação entre as aves e as características estruturais da vegetação foi testada através de Análise de Correspondência Canônica (CCA). Foram obtidos 3209 contatos de 138 espécies de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras. As variações na riqueza e abundância de aves destes grupos foram relacionadas com a estrutura da vegetação. A riqueza e abundância de aves granívoras foram maiores em áreas abertas, enquanto aves frugívoras tiveram sua riqueza e abundância maiores em ambientes arbustivos e arbóreos. A riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras não foram relacionadas com variáveis estruturais da vegetação, indicando que há tantas espécies em florestas, quanto em savanas e pastagens. A composição das espécies de aves também foi relacionada com a estrutura da vegetação, com espécies mais associadas com áreas abertas, formações florestais ou savanas, além de espécies capazes de utilizar todo o gradiente de vegetação da área de estudo. Os resultados deste estudo demonstraram que em regiões com florestas, savanas e áreas abertas, como na Serra da Bodoquena, as espécies de aves distribuem-se em função de características estruturais da vegetação, sendo necessário preservar todos os tipos fisionômicos para garantir a conservação em longo prazo da comunidade de aves.

PALAVRAS-CHAVE: Aves frugívoras, aves granívoras, aves insetívoras, aves onívoras, Cerrado, grupos tróficos, heterogeneidade ambiental, uso do habitat.

1. INTRODUÇÃO

As comunidades de aves podem ser afetadas em diferentes escalas espaciais por diversos fatores ambientais, dentre os quais a estrutura da vegetação (MacArthur & MacArthur 1961; MacArthur *et al.* 1962; Willson 1974; MacFaden & Capen 2002; Tews *et al.* 2004). A influência de fatores bióticos sobre a distribuição e abundância das espécies de aves tem sido estudada principalmente pela relação entre as aves e a vegetação (Wiens 1989), porém este tema tem sido pouco explorado em ambientes tropicais (Terborgh 1985; Cueto & De Casenave 2000; Gottchalk *et al.* 2007; Jayapal *et al.* 2009; Jankowski *et al.* 2012).

Variações na estrutura da vegetação podem provocar grandes alterações nas comunidades de aves. Em regiões montanhosas, por exemplo, a distribuição e abundância das espécies de aves modificam-se na medida em que a composição e estrutura das comunidades vegetais são afetadas pela altitude (Goerck 1999; Blake & Loiselle 2000; Jankowski *et al.* 2009; 2012). Da mesma forma, em regiões com gradientes de áreas abertas e arborizadas, a abundância e distribuição das espécies de aves também são fortemente afetadas pela estrutura da vegetação, com grupos de espécies associadas com cada tipo de habitat, embora também ocorram muitas espécies capazes de utilizar todo o gradiente de vegetação (Tubelis & Cavalcanti 2001; Skowno & Bond 2003; Piratelli & Blake 2006; Tassicker *et al.* 2006).

A estrutura da vegetação também influencia a distribuição e abundância de aves de diferentes grupos tróficos. Comunidades de aves insetívoras, por exemplo, são influenciadas por características estruturais dos habitats (Terborgh 1985; Cueto & De Casenave 2000; Ding *et al.* 2008; Jayapal *et al.* 2009), e apesar de recentemente a composição florística ter sido apontada como um dos fatores mais importantes para aves

frugívoras (Cueto & De Casenave 2000; Hasui *et al.* 2007; Jankowski *et al.* 2012) e até mesmo insetívoras e onívoras (Jankowski *et al.* 2012), estes estudos também demonstraram o papel da estrutura da vegetação sobre as aves de diferentes grupos tróficos.

A Serra da Bodoquena, uma região montanhosa localizada no sudoeste do Cerrado brasileiro, é formada por gradientes de formações abertas, savânicas e florestais com grande variação local na estrutura da vegetação (Brasil 1997; Pott & Pott 2003). Esta paisagem oferece oportunidades para estudar como a estrutura da vegetação influencia a composição, abundância, riqueza e distribuição das espécies de aves. Estas informações são muito importantes para o manejo e conservação da biodiversidade (MacFaden & Capen 2002; Skonwno & Bond 2003; Tassicker *et al.* 2006), especialmente quando se considera a rapidez com que os ambientes naturais têm sido reduzidos, perturbados e fragmentados (Marini 2001; Marini & Garcia 2005).

Neste estudo foi investigada a relação entre comunidades de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras com a estrutura da vegetação em gradientes de florestas, savanas e pastagens da Serra da Bodoquena. Mais especificamente, foi testada em escala local a hipótese de que a estrutura da vegetação influencia a composição, riqueza e abundância das aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estância Mimosa e seu entorno (20°58'57.70"S; 56°30'58.40"O; 390 m acima do nível do mar).

A área de estudo (denominada como EM daqui em diante) localiza-se nas margens do rio Mimoso, pertencente a Serra da Bodoquena, uma região montanhosa com cerca de 2 milhões de hectares localizada no estado de Mato Grosso do Sul, no oeste do Brasil (Figura 1). A paisagem da EM é caracterizada por gradientes de vegetação formados pela mata ciliar do rio Mimoso, por extensas manchas de floresta estacional semidecidual e cerrado *stricto sensu* (savana arborizada), além de manchas de cerradão (savana florestada) e pastagens antrópicas com diferentes níveis de cobertura arbustiva e arbórea (pastos limpos e sujos). Para maiores detalhes sobre a área de estudo, incluindo aspectos climáticos, biogeográficos e fitofisionômicos da Serra da Bodoquena, ver Capítulo 1.

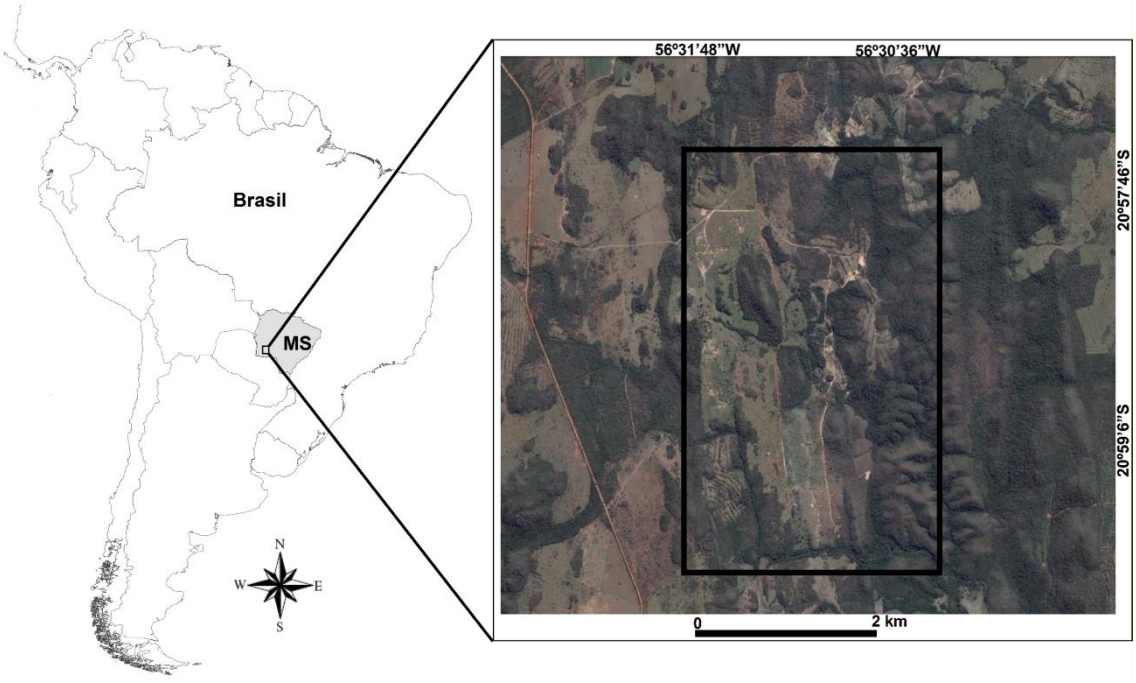

Figura 1: Localização da Serra da Bodoquena e da Estância Mimosa (retângulo preto), município de Bonito, estado de Mato Grosso do Sul (MS), Brasil.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Desenho Amostral

A área de estudo foi estabelecida em um retângulo com cerca de 800 ha, dividido em 280 grids de 200 x 200 m com o objetivo de amostrar homogeneamente toda a área. Foram então sorteados aleatoriamente 200 destes grids, cada qual considerado uma unidade amostral independente, cobrindo áreas de mata ciliar (n = 9), mata estacional (n = 49), cerradão (n = 18), cerrado *stricto sensu* (n = 39), pasto sujo (n = 45) e pasto limpo (n = 40). Em cada uma destas 200 amostras foram coletados dados sobre a estrutura da vegetação e composição e estrutura da comunidade de aves. A coleta de dados foi realizada durante 12 meses consecutivos, entre julho de 2011 e junho de 2012, cobrindo igualmente as estações seca e úmida no período de estudo. Foram realizados entre três e quatro dias de coleta em cada mês, quando então foram amostradas cinco unidades amostrais por dia, em um total de 15 a 20 por mês.

2.2.2 Estrutura da comunidade de aves

Para amostragem da comunidade de aves foi estabelecido um ponto fixo com raio de 50 m no centro de cada amostra, sendo que cada ponto estava localizado no mínimo a 200 m de qualquer outro ponto (Develey 2004; Anjos *et al.* 2010; Vielliard *et al.* 2010). Cada ponto fixo foi amostrado uma única vez ao longo de todo o estudo por 15 minutos consecutivos no início da manhã, entre as 06:00 e 08:30 horas, período de maior atividade das espécies de aves.

As espécies de aves foram amostradas através de visualização e vocalização. A identificação visual das espécies foi feita com o auxílio de guias de campo (Sigrist 2007; Van Perlo 2009). Vocalizações não identificadas em campo foram gravadas para posterior comparação com vocalizações disponíveis em diversos arquivos sonoros, como Minns *et al.* (2009) e o site Xeno-Canto (http://www.xeno-canto.org).

Para cada ponto fixo foi anotada a composição de espécies, riqueza de espécies e número de contatos por espécie, procurando não registrar um mesmo indivíduo duas vezes e considerando somente aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras (ver Capítulo 1). A abundância de cada espécie foi expressa como o número total de contatos obtidos e através do Índice Pontual de Abundância (IPA), que é a razão entre o número total de contatos de uma espécie pelo número total de amostras utilizadas no estudo (Anjos *et al.* 2010; Vielliard *et al.* 2010).

A ordenação taxonômica e nomenclatura adotada neste estudo seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2014). A classificação das espécies de aves em grupos tróficos foi baseada em classificações comumente utilizadas na literatura científica (Karr *et al*. 1990; Motta-Junior 1990; Sick 1997) e em observações das aves se alimentando obtidas em campo. Desta forma, as espécies de aves foram classificadas de acordo com a predominância dos principais itens alimentares consumidos, como se segue: (1) insetívoras (artrópodes); (2) frugívoras (frutos); (3) onívoras (artrópodes, frutos e pequenos vertebrados); (4) granívoras (sementes).

2.2.3 Estrutura da vegetação

Para amostragem das variáveis utilizadas para a caracterização da estrutura da vegetação foram estabelecidas em cada unidade amostral cinco parcelas de 4 x 4 m,

separadas umas das outras por no mínimo 10 m de distância. As variáveis utilizadas foram: (1) densidade de árvores (árvores/m^2): número de árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 10 cm, dividido pela área das parcelas dispostas em cada amostra; (2) densidade de arbustos (arbustos/m^2): número de arbustos (plantas lenhosas com DAP ≤ 10 cm e altura ≤ 4 m) dividido pela área das parcelas dispostas em cada amostra; (3) densidade de árvores mortas (árvores mortas/m^2): número de árvores mortas dividido pela área amostral das parcelas dispostas em cada amostra; (4) altura do dossel (em metros): valor médio de altura das árvores ou arbustos mais altos de cada uma das cinco parcelas de cada amostra; (5) cobertura do dossel (%): média de cobertura do dossel baseada em cinco medidas, uma por parcela; (6) cobertura de gramíneas (%): média de cobertura de gramíneas baseada em cinco medidas, uma por parcela; (7) cobertura da serapilheira (%): média de cobertura da serapilheira baseada em cinco medidas, uma por parcela.

A altura do dossel foi estimada visualmente, enquanto as densidades de árvores, árvores mortas e arbustos, foram determinadas pela contagem do número de indivíduos de cada categoria presentes em todas as cinco parcelas de cada amostra. Os valores de cobertura do dossel, de gramíneas e de serapilheira foram medidos através de um artefato de madeira e cordões de 0,5 x 0,5 m, dividido em 100 quadrículas de 5 x 5 cm. Os valores de cobertura foram expressos como a proporção de quadrículas cobertas por estas variáveis e classificados como porcentagem de cobertura. Em cada amostra foram tomadas cinco medidas de cada uma das variáveis de cobertura, sendo uma medida em cada parcela, o que gerou um valor médio de cobertura para cada variável.

2.2.4 Análise dos dados

Para verificar as variações na estrutura da vegetação entre as amostras foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA, *Principal Component Analysis*). Para testar a relação entre as comunidades de aves com as variáveis de estrutura da vegetação foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (CCA, *Canonical Correspondence Analysis*), uma técnica de ordenação multivariada que associa diretamente variações em comunidades de espécies com variáveis ambientais específicas (Ter Braak 1986). Neste estudo a CCA foi utilizada para verificar as relações entre a riqueza, abundância e composição de espécies de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras (variáveis dependentes) com a estrutura da vegetação (variáveis independentes). Para cada CCA foi utilizado o Teste de Monte Carlo com 1000 permutações para testar a significância da relação das espécies com as variáveis de estrutura da vegetação, considerando um nível de significância de 5%. Estas análises foram feitas nos programas estatísticos PAST 2.17c (Hammer *et al.* 2001) e FITOPAC 2.0 (Shepherd 2009).

3. RESULTADOS

No presente estudo foram obtidos 3209 contatos de 138 espécies de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras. Mais especificamente, foram obtidos 1213 contatos de 67 espécies insetívoras, 1390 contatos de 46 espécies onívoras, 349 contatos de 13 espécies frugívoras e 257 contatos de 12 espécies granívoras (Tabela 1).

Tabela 1: Composição, abundância e grupos tróficos da comunidade de aves da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. IPA (Índice Pontual de Abundância), n = número de pontos fixos (amostras). *Em virtude do espaço reduzido nos gráficos das CCA´s, foram utilizadas siglas para representar os nomes das espécies de aves.

TÁXON	Siglas*	Grupo Trófico	N° de contatos	N˚ de pontos	IPA n = 200
Tinamiformes					
Tinamidae					
Crypturellus undulatus	Cry und	Onívoro	29	22	0,145
Crypturellus parvirostris	Cry par	Onívoro	6	5	0,030
Nothura maculosa	Not mac	Onívoro	1	1	0,005
Galliformes					
Cracidae					
Penelope superciliaris	Pen sup	Frugívoro	1	1	0,005
Aburria cumanensis	Abu cum	Frugívoro	10	7	0,050
Ortalis canicollis	Ort can	Frugívoro	5	3	0,025
Crax fasciolata	Cra fasc	Frugívoro	2	2	0,010
Pelecaniformes					
Ardeidae					
Syrigma sibilatrix	Syr sib	Insetívoro	2	2	0,010
Threskiornithidae					
Theristicus caudatus	The cau	Insetívoro	6	3	0,030
Gruiformes					
Rallidae					
Aramides cajaneus	Ara caj	Onívoro	1	1	0,005
Charadriiformes					
Charadriidae					
Vanellus chilensis	Van chi	Insetívoro	21	10	0,105
Columbiformes					
Columbidae					
Columbia talpacoti	Col tal	Granívoro	33	20	0,165
Columbina squamata	Col squ	Granívoro	37	21	0,185
Columbina picui	Col pic	Granívoro	1	1	0,005
Claravis pretiosa	Cla pre	Granívoro	11	8	0,055
Patagioenas cayennensis	Pat cay	Granívoro	16	12	0,080
Patagioenas picazuro	Pat pic	Granívoro	12	10	0,060
Zenaida auriculata	Zen aur	Granívoro	2	2	0,010
Leptotila verreauxi	Lep ver	Granívoro	66	49	0,330
Cuculiformes					
Cuculidae					
Piaya cayana	Pia cay	Insetívoro	12	10	0,060
Crotophaga major	Cro maj	Insetívoro	8	2	0,040
Crotophaga ani	Cro ani	Insetívoro	12	4	0,060

TÁXON	Siglas*	Grupo Trófico	N° de contatos	N˚ de pontos	IPA n = 200
Guira guira	Gui gui	Insetívoro	19	3	0,095
Trogoniformes					
Trogonidae					
Trogon curucui	Tro cur	Onívoro	53	47	0,265
Coraciiformes					
Momotidae					
Momotus momota	Mom mom	Insetívoro	12	9	0,060
Galbuliformes					
Bucconidae					
Nystalus chacuru	Nys cha	Insetívoro	4	2	0,020
Nystalus striatipectus	Nys str	Insetívoro	42	21	0,210
Piciformes					
Ramphastidae					
Ramphastos toco	Ram toc	Onívoro	69	46	0,345
Ramphastos dicolorus	Ram dic	Onívoro	1	1	0,005
Pteroglossus castanotis	Pte cas	Onívoro	59	20	0,295
Picidae					
Picumnus albosquamatus	Pic alb	Insetívoro	1	1	0,005
Melanerpes flavifrons	Mel fla	Insetívoro	2	1	0,010
Melanerpes candidus	Mel can	Insetívoro	40	17	0,200
Veniliornis passerinus	Ven pas	Insetívoro	31	26	0,155
Piculus chrysochloros	Pic chr	Insetívoro	1	1	0,005
Colaptes melanochloros	Col mel	Insetívoro	21	16	0,105
Colaptes campestris	Col cam	Insetívoro	34	14	0,170
Celeus lugubris	Cel lug	Insetívoro	35	30	0,175
Celeus flavescens	Cel fla	Insetívoro	1	1	0,005
Dryocopus lineatus	Dry lin	Insetívoro	15	13	0,075
Campephilus melanoleucos	Cam mel	Insetívoro	23	18	0,115
Psittaciformes					
Psittacidae					
Ara chloropterus	Ara chl	Frugívoro	16	6	0,080
Psittacara leucophthalmus	Psi leu	Frugívoro	13	5	0,065
Eupsittula aurea	Eup aur	Frugívoro	27	10	0,135
Pyrrhura devillei	Pyr dev	Frugívoro	134	31	0,670
Brotogeris chiriri	Bro chi	Frugívoro	60	17	0,300
Pionus maximiliani	Pio max	Frugívoro	23	12	0,115
Amazona amazonica	Ama ama	Frugívoro	10	4	0,050
Amazona aestiva	Ama aes	Frugívoro	32	15	0,160
Passeriformes					
Thamnophilidae					
Herpsilochmus atricapillus	Her atr	Insetívoro	5	3	0,025
Thamnophilus doliatus	Tha dol	Insetívoro	1	1	0,005
Thamnophilus caerulescens	Tha cae	Insetívoro	9	7	0,045
Taraba major	Tar maj	Insetívoro	2	2	0,010

TÁXON	Siglas*	Grupo Trófico	N° de contatos	N˚ de pontos	IPA n = 200
Dendrocolaptidae					
Sittasomus griseicapillus	Sit gri	Insetívoro	34	31	0,170
Lepidocolaptes angustirostris	Lep ang	Insetívoro	101	71	0,505
Dendrocolaptes platyrostris	Den pla	Insetívoro	16	14	0,080
Xiphocolaptes major	Xip maj	Insetívoro	12	12	0,060
Furnariidae					
Furnarius rufus	Fur ruf	Insetívoro	42	23	0,210
Phacellodomus rufifrons	Pha ruf	Insetívoro	7	4	0,035
Pipridae					
Pipra fasciicauda	Pip fasc	Frugívoro	16	10	0,080
Oxyruncidae					
Oxyruncus cristatus	Oxy cri	Onívoro	5	5	0,025
Tityridae					
Tityra inquisitor	Tit inq	Onívoro	11	5	0,055
Tityra cayana	Tit cay	Onívoro	58	31	0,290
Pachyramphus viridis	Pac vir	Onívoro	2	2	0,010
Pachyramphus polychopterus	Pac pol	Onívoro	5	4	0,025
Pachyramphus validus	Pac val	Onívoro	6	4	0,030
Rhynchocyclidae					
Leptopogon amaurocephalus	Lep ama	Insetívoro	12	11	0,060
Corythopis delalandi	Cor del	Insetívoro	3	3	0,015
Tolmomyias sulphurescens	Tol sup	Insetívoro	2	2	0,010
Todirostrum cinereum	Tod cin	Insetívoro	1	1	0,005
Poecilotriccus latirostris	Poe lat	Insetívoro	2	2	0,010
Hemitriccus margaritaceiventer	Hem mar	Insetívoro	38	34	0,190
Tyrannidae					
Camptostoma obsoletum	Cam obs	Insetívoro	18	18	0,090
Elaenia flavogaster	Ela fla	Onívoro	7	5	0,035
Elaenia chilensis	Ela chi	Onívoro	1	1	0,005
Suiriri suiriri	Sui sui	Insetívoro	4	2	0,020
Myiopagis caniceps	Myi can	Insetívoro	28	22	0,140
Myiopagis viridicata	Myi vir	Insetívoro	12	9	0,060
Phaeomyias murina	Pha mur	Insetívoro	3	3	0,015
Legatus leucophaius	Leg leu	Insetívoro	1	1	0,005
Myiarchus ferox	Myi fer	Insetívoro	6	6	0,030
Myiarchus tyrannulus	Myi tyr	Insetívoro	59	51	0,295
Sirystes sibilator	Sirys sib	Insetívoro	58	50	0,290
Casiornis rufus	Cas ruf	Insetívoro	53	46	0,265
Pitangus sulphuratus	Pit sul	Onívoro	85	66	0,425
Machetornis rixosa	Mac rix	Insetívoro	9	6	0,045
Myiodynastes maculatus	Myi mac	Onívoro	54	36	0,270
Megarynchus pitangua	Meg pit	Onívoro	55	44	0,275
Myiozetetes cayanensis	Myi cay	Insetívoro	1	1	0,005
Tyrannus melancholicus	Tyr mel	Insetívoro	12	10	0,060

TÁXON	Siglas*	Grupo Trófico	N° de contatos	N˚ de pontos	IPA n = 200
Griseotyrannus aurantioatrocristatus	Gri aur	Insetívoro	1	1	0,005
Empidonomus varius	Emp var	Insetívoro	8	7	0,040
Myiophobus fasciatus	Myi fasc	Insetívoro	2	2	0,010
Cnemotriccus fuscatus	Cne fus	Insetívoro	13	10	0,065
Lathrotriccus euleri	Lat eul	Insetívoro	8	8	0,040
Contopus cinereus	Cont cin	Insetívoro	4	3	0,020
Xolmis cinereus	Xol cin	Insetívoro	3	3	0,015
Vireonidae					
Cyclarhis guijanensis	Cyc guj	Insetívoro	56	47	0,280
Vireo chivi	Vir chi	Insetívoro	4	3	0,020
Hylophilus pectoralis	Hyl pec	Insetívoro	2	1	0,010
Corvidae					
Cyanocorax chrysops	Cya chr	Onívoro	66	18	0,330
Cyanocorax cyanomelas	Cya cya	Onívoro	98	27	0,490
Troglodytidae					
Troglodytes musculus	Tro mus	Insetívoro	19	17	0,095
Campylorhynchus turdinus	Cam tur	Insetívoro	9	4	0,045
Cantorchilus guarayanus	Can gua	Insetívoro	8	3	0,040
Turdidae					
Turdus leucomelas	Tur leu	Onívoro	100	74	0,500
Turdus rufiventris	Tur ruf	Onívoro	20	20	0,100
Turdus amaurochalinus	Tur ama	Onívoro	2	2	0,010
Mimidae					
Mimus saturninus	Mim sat	Onívoro	11	6	0,055
Passerellidae					
Ammodramus humeralis	Amo hum	Granívoro	4	3	0,020
Arremon flavirostris	Arr fla	Insetívoro	4	3	0,020
Parulidae					
Setophaga pitiayumi	Set pit	Insetívoro	5	4	0,025
Basileuterus culicivorus	Bas cul	Insetívoro	115	51	0,575
Myiothlypis flaveola	Myi fla	Insetívoro	59	33	0,295
Icteridae					
Psarocolius decumanus	Psa dec	Onívoro	9	5	0,045
Cacicus chrysopterus	Cac chr	Onívoro	2	1	0,010
Cacicus haemorrhous	Cac hae	Onívoro	103	41	0,515
Icterus croconotus	Ict cro	Onívoro	4	4	0,020
Gnorimopsar chopi	Gno cho	Onívoro	41	10	0,205
Molothrus rufoaxillaris	Mol ruf	Onívoro	3	3	0,015
Molothrus oryzivorus	Mol ory	Onívoro	6	4	0,030
Molothrus bonariensis	Mol bona	Onívoro	9	5	0,045
Thraupidae					
Nemosia pileata	Nem pil	Onívoro	6	3	0,030
Tachyphonus rufus	Tac ruf	Onívoro	4	3	0,020
Ramphocelus carbo	Ram car	Onívoro	1	1	0,005

TÁXON	Siglas*	Grupo Trófico	N° de contatos	N˚ de pontos	IPA n = 200
Lanio cucullatus	Lan cuc	Granívoro	22	11	0,110
Lanio penicillatus	Lan pen	Onívoro	24	11	0,120
Tangara sayaca	Tan say	Onívoro	86	44	0,430
Tangara palmarum	Tan pal	Onívoro	2	1	0,010
Tangara cayana	Tan cay	Onívoro	12	6	0,060
Tersina viridis	Ter vir	Onívoro	27	9	0,135
Dacnis cayana	Dac cay	Onívoro	17	9	0,085
Hemithraupis guira	Hem gui	Onívoro	72	35	0,360
Conirostrum speciosum	Coni spe	Onívoro	27	12	0,135
Sicalis flaveola	Sic fla	Granívoro	32	15	0,160
Volatinia jacarina	Vol jac	Granívoro	21	8	0,105
Cardinalidae					
Piranga flava	Pir fla	Onívoro	1	1	0,005
Fringillidae					
Euphonia chlorotica	Eup chl	Onívoro	129	82	0,645

Os dois principais eixos da PCA explicaram juntos 78,18% da variação na estrutura da vegetação na EM (Figura 2). O eixo 1 da PCA, responsável por 67,38% da variação, ordenou áreas com altos valores de cobertura de gramíneas (em especial pastagens) e áreas que apresentaram altos valores das demais variáveis estruturais, principalmente cobertura de serapilheira, cobertura de dossel, altura do dossel e densidade de árvores (áreas florestais). Nas áreas intermediárias do gráfico ocorreram especialmente as amostras de cerrado *stricto sensu*. O segundo eixo da PCA explicou uma menor parte da variação na estrutura da vegetação (10,8%), com a densidade de árvores mortas e a densidade de arbustos sendo as variáveis mais importantes nesta ordenação (Figura 2).

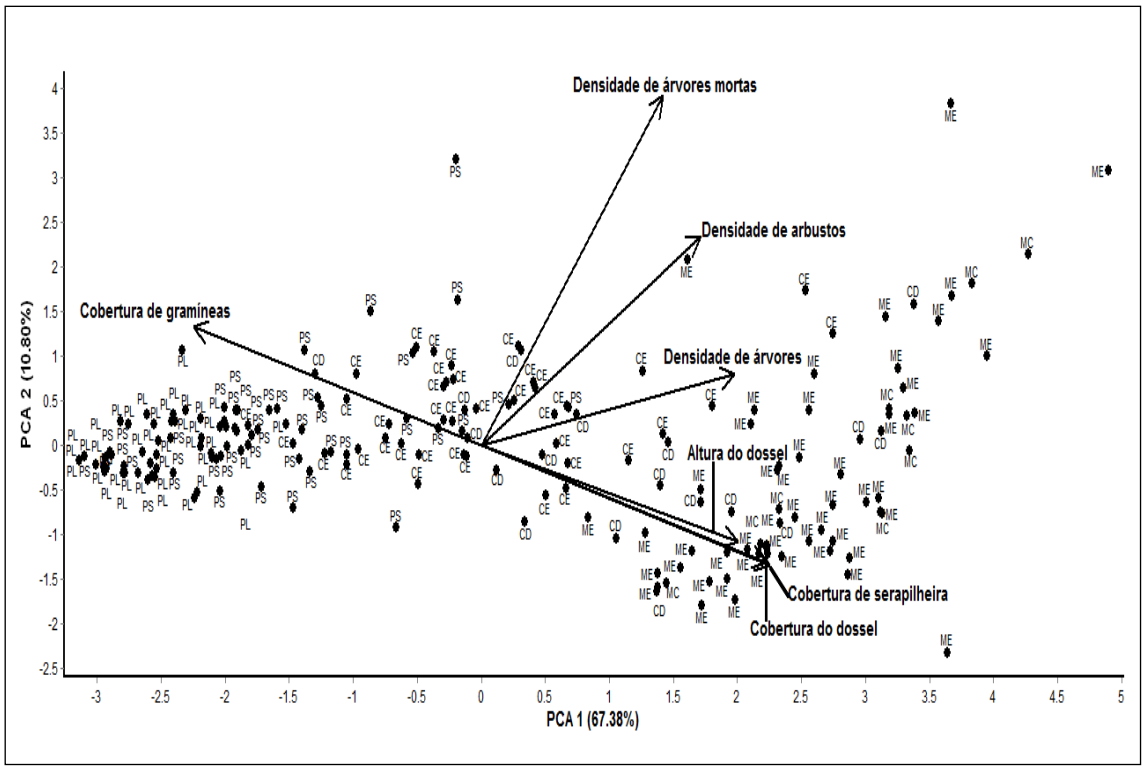

Figura 2: Análise de Componentes Principais da estrutura da vegetação na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. MC (mata ciliar), ME (mata estacional), CD (cerradão), CE (cerrado *stricto sensu*), PS (pasto sujo), PL (pasto limpo).

A riqueza e abundância de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras foram relacionadas com a estrutura da vegetação (Trace = 0,0205; $p < 0,05$; n = 200). Os dois principais eixos da CCA explicaram juntos 93,11% da variação na riqueza e abundância de aves destes grupos, sendo ambos significativos (Eixo 1 = 59,36% da variação, Eingenvalue = 0,012; Eixo 2 = 33,75% da variação, Eingenvalue = 0,006; $p < 0,05$; n = 200). As variáveis mais importantes para o primeiro eixo da CCA foram a cobertura de gramíneas, cobertura de serapilheira, cobertura e altura do dossel. Para o segundo eixo da CCA as variáveis mais importantes foram a densidade de arbustos, densidade de árvores e cobertura de gramíneas (Figura 3).

A riqueza e abundância de aves granívoras estiveram relacionadas positivamente com a variável cobertura de gramíneas, enquanto as aves frugívoras tiveram sua riqueza

e abundância positivamente relacionadas com a densidade de árvores, densidade de árvores mortas, densidade de arbustos, altura e cobertura do dossel e cobertura de serapilheira. A riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras não foram ordenadas de acordo com as variáveis de estrutura da vegetação (Figura 3).

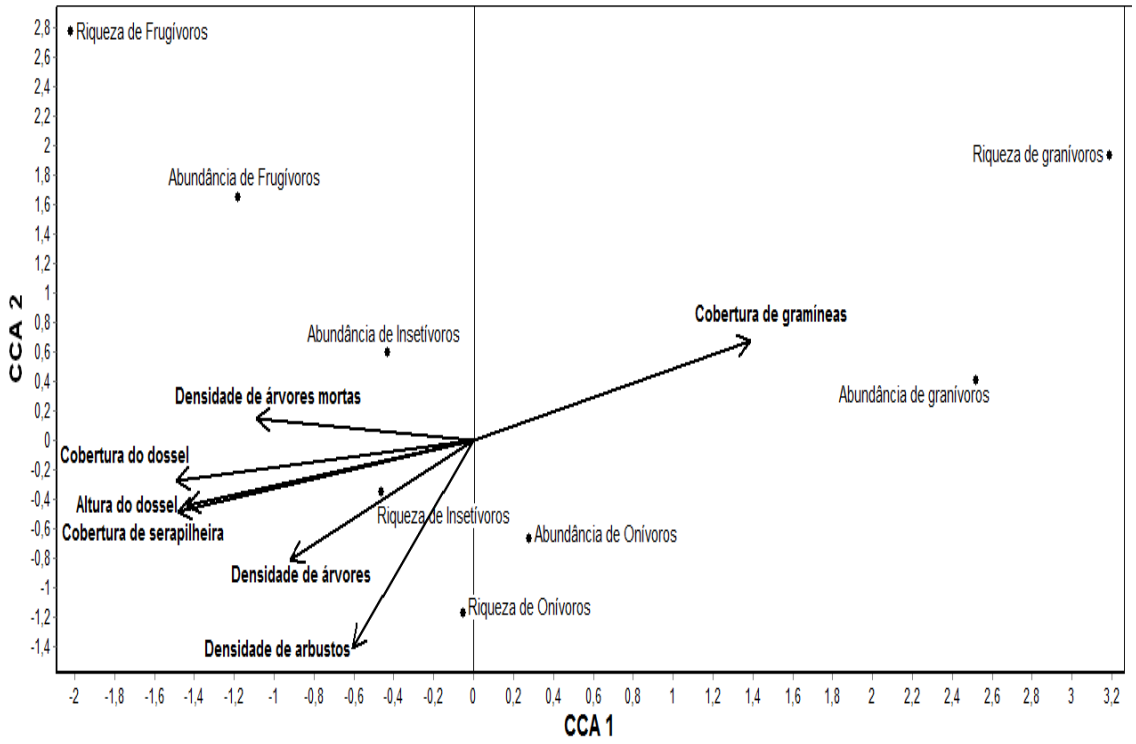

Figura 3: Análise de Correspondência Canônica da riqueza e abundância de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras em relação à estrutura da vegetação na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

A composição de espécies de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras foi relacionada com a estrutura da vegetação. O eixo 1 das CCA´s ordenou espécies mais associadas com a cobertura de gramíneas e espécies mais associadas com variáveis relacionadas a ambientes arbustivos e arbóreos (densidade de árvores, densidade de árvores mortas, densidade de arbustos, altura e cobertura do dossel e cobertura de serapilheira). O eixo 2 das CCA´s ordenou espécies insetívoras e onívoras mais

associadas com a altura do dossel, cobertura do dossel e cobertura de serapilheira, e espécies insetívoras e onívoras mais associadas com a densidade de arbustos. O eixo 2 da CCA também ordenou espécies granívoras relacionadas com a densidade de árvores mortas, cobertura de dossel e de serapilheira, porém não foi importante para explicar variações na comunidade de aves frugívoras. Finalmente, para todos os grupos tróficos ocorreram espécies que parecem não estar associadas com nenhuma das variáveis estruturais da vegetação (Figuras 4 a 7).

Os dois principais eixos da CCA explicaram juntos 69% da variação na comunidade de aves insetívoras, sendo ambos significativos (Eixo 1 = 50,1% da variação, Eingenvalue = 0,58; Eixo 2 = 18,9% da variação, Eingenvalue = 0,22; $p < 0,001$; n = 191). A variação na comunidade de aves onívoras também foi explicada pelos dois principais eixos da CCA (Eixo 1 = 43,1% da variação, Eingenvalue = 0,27, $p < 0,001$; Eixo 2 = 16,7% da variação, Eingenvalue = 0,10, $p \leq 0,005$; n = 186), assim como a variação na comunidade de aves granívoras (Eixo 1 = 50,6% da variação, Eingenvalue = 0,50; Eixo 2 = 22,6% da variação, Eingenvalue = 0,22; $p < 0,001$; n = 115). Já a comunidade de aves frugívoras foi explicada apenas pelo primeiro eixo da CCA (Eixo 1 = 47,7% da variação, Eingenvalue = 0,34, $p \leq 0,01$; n = 92).

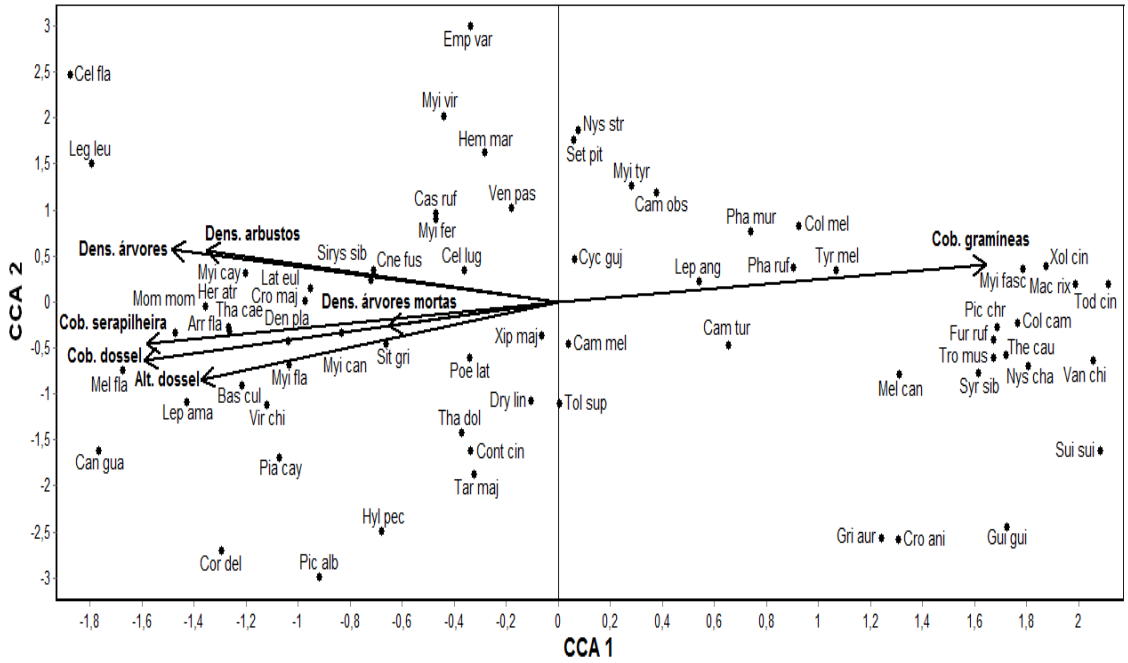

Figura 4: Análise de Correspondência Canônica para a relação entre aves insetívoras e estrutura da vegetação na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. (Trace = 1,163; p < 0,001; n = 191).

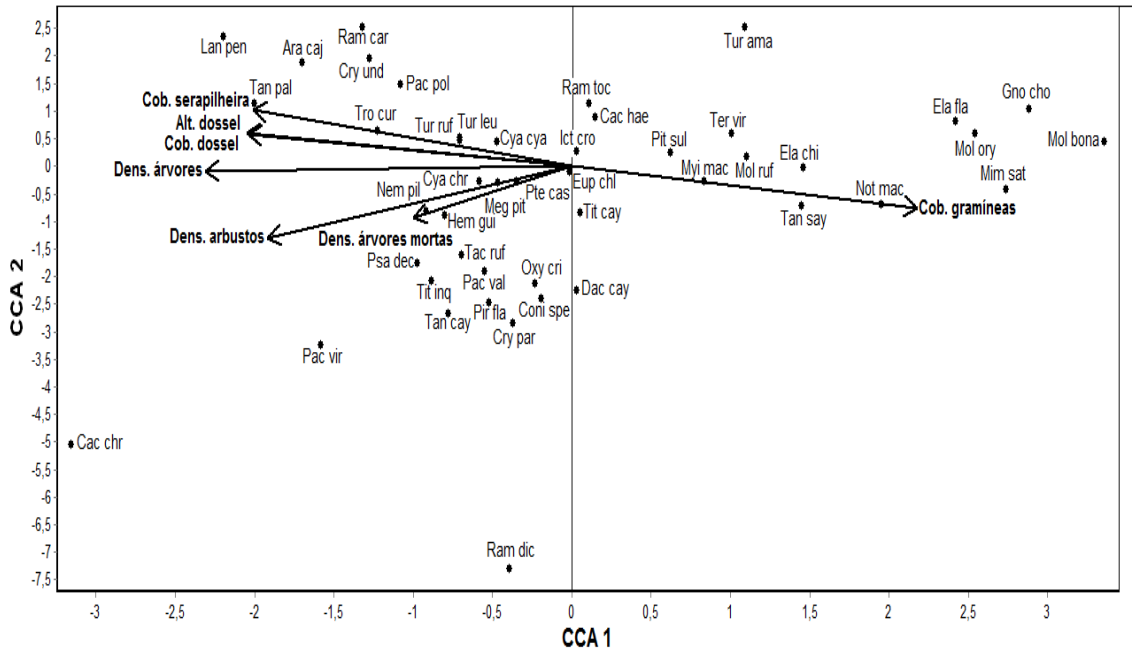

Figura 5: Análise de Correspondência Canônica para a relação entre aves onívoras e estrutura da vegetação na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. (Trace = 0,64; p < 0,001; n = 186).

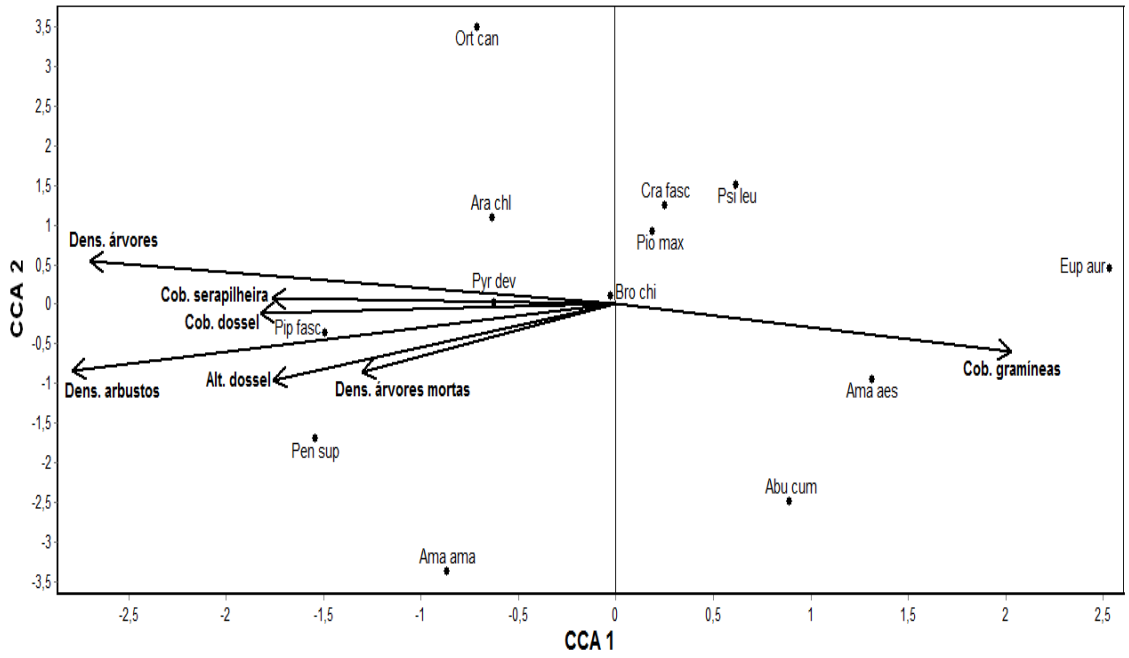

Figura 6: Análise de Correspondência Canônica para a relação entre aves frugívoras e estrutura da vegetação na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. (Trace = 0,722; $p < 0,05$; $n = 92$).

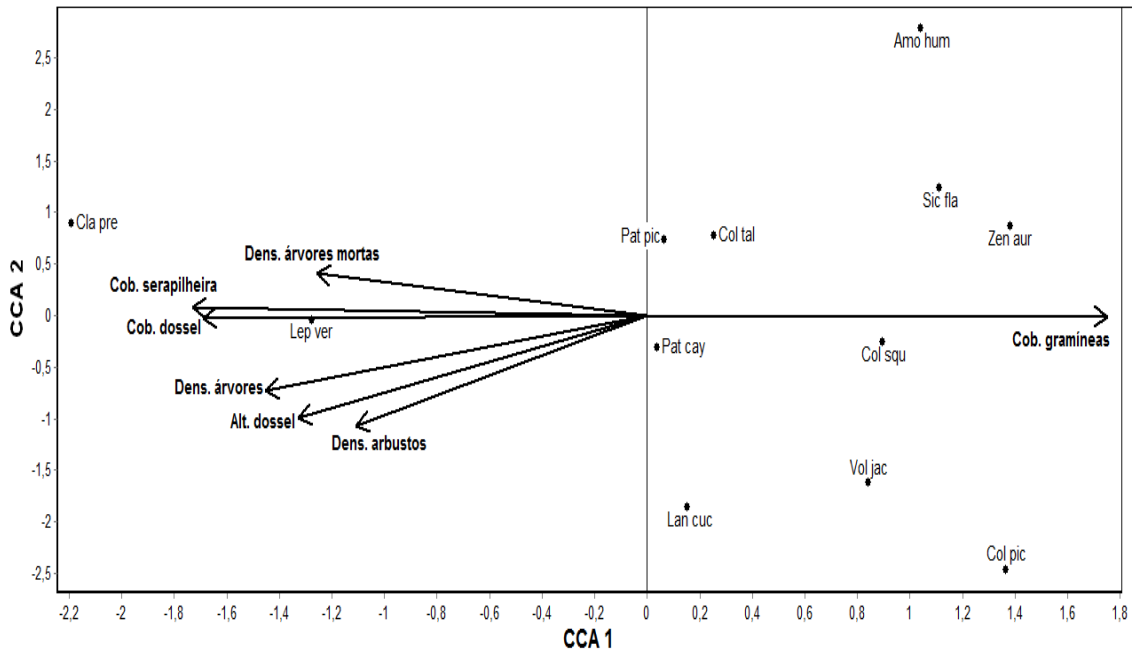

Figura 7: Análise de Correspondência Canônica para a relação entre aves granívoras e estrutura da vegetação na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. (Trace = 1,002; $p < 0,001$; $n = 115$).

4. DISCUSSÃO

A estrutura da vegetação explicou as variações na composição e estrutura das comunidades de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras da EM, demonstrando que características estruturais dos habitats provocam variações na riqueza, abundância e distribuição das espécies de aves mesmo em escala local. Estes dados corroboram o que tem sido demonstrado em outros locais, onde se verificou que a estrutura da vegetação é um importante fator ambiental para as comunidades de aves (MacArthur & MacArthur 1961; Willson 1974; Terborgh 1985; MacFaden & Capen 2002; Skowno & Bond 2003; Gottchalk *et al.* 2007; Ding *et al.* 2008; Jayapal *et al.* 2009; Jankowski *et al.* 2012).

Na EM a riqueza e abundância de aves frugívoras estiveram relacionadas com as variáveis estruturais que caracterizam ambientes arbustivos e arbóreos, enquanto a riqueza e abundância das aves granívoras estiveram relacionadas com a cobertura de gramíneas. Isto significa que as aves frugívoras foram mais comuns em matas estacionais, mata ciliar, cerradão e cerrado *stricto sensu*, com menor número de espécies associadas às pastagens, enquanto as aves granívoras foram mais comuns em áreas abertas e semiabertas, como pastagens e cerrado *stricto sensu*. As aves frugívoras, por serem consumidoras primárias, dependem diretamente da composição florística e disponibilidade de frutos (Cueto & De Casenave 2000; Hasui *et al.* 2007), e por isso normalmente são mais diversas e abundantes em formações arborizadas, em especial florestais, onde a abundância e riqueza de espécies de árvores frutíferas são maiores (Willis 1979; Bersier & Meyer 1994; Price *et al.* 1999). Aves granívoras normalmente são mais comuns em áreas abertas e semiabertas, especialmente as espécies que

consomem sementes de gramíneas, uma vez que nestes ambientes estes recursos são mais abundantes (Tubelis & Cavalcanti 2000, 2001; Moorcroft *et al.* 2002).

Por outro lado, a riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras na EM não foram relacionadas com nenhuma das variáveis estruturais analisadas. Assim, a riqueza e abundância destas aves não variaram no gradiente de vegetação, ocorrendo tantas espécies em áreas abertas, quanto em formações florestais e savânicas. Para as aves onívoras estes resultados eram esperados, uma vez que a maioria das espécies deste grupo ocorre em uma ampla gama de habitats, já que sua dieta variada, constituída de frutos, insetos e vertebrados, lhes permite explorar o ambiente de forma menos especializada (Willis 1979; Johns 1991; Borges & Stouffer 1999; Cueto & De Casenave 2000; Faria *et al.* 2006). Porém, para as aves insetívoras estes resultados são contrários ao que se esperava, pois em diferentes localidades estudadas a riqueza e abundância de aves insetívoras variaram com a estrutura da vegetação, sendo maiores em ambientes estruturalmente mais complexos (Terborgh 1971, 1977; Blake & Loiselle 2000; Cueto & De Casenave 2000; Ding *et al.* 2008; Jankowski *et al.* 2012).

Este resultado pode ser explicado por três fatores concomitantes. Primeiramente, a comunidade de aves insetívoras da EM é composta por muitas espécies generalistas no uso do habitat que forrageiam principalmente em bordas de mata e nas áreas abertas circundantes, sendo capazes, portanto, de utilizar todo o gradiente de vegetação da área de estudo. Além disso, as áreas abertas da região em parte são compostas por pastagens sujas, ou seja, com alguma cobertura arbustiva e arbórea. Estas pastagens também possuem pequena dimensão e encontram-se normalmente próximas aos remanescentes de vegetação nativa. Esta combinação entre pequena distância dos remanescentes naturais e manutenção de parte do estrato arbustivo e arbóreo, pode tornar as pastagens da EM mais permeáveis para algumas espécies de aves insetívoras que são típicas

habitantes de cerradão, cerrado *stricto sensu* e florestas, o que reduziria a disparidade de riqueza e abundância de aves entre estas fisionomias vegetais. Finalmente, a riqueza e abundância de aves insetívoras na paisagem podem ser relativamente homogêneas por conta da distribuição também homogênea da riqueza e abundância de suas presas. Em estudo realizado com as comunidades de insetos na EM, não foram encontradas diferenças na riqueza e abundância destes animais entre os diferentes tipos de vegetação (Olivier *et al.* 2014).

A composição de espécies de aves insetívoras, onívoras, frugívoras e granívoras na EM também foi relacionada com a estrutura da vegetação. Estes resultados concordam com outros estudos que demonstraram que características estruturais dos habitats influenciam a composição e distribuição destas aves (Terborgh 1985; Moorcroft *et al.* 2002; Faria *et al.* 2006; Ding *et al.* 2008; Jayapal *et al.* 2009; Jankowski *et al.* 2012).

A importância da estrutura da vegetação para as aves insetívoras possivelmente está ligada a diferentes aspectos da história natural das espécies, dentre as quais a escolha de micro-habitats de suas presas, uma vez que a maioria dos insetos é muito específica na escolha do micro-habitat, sendo este determinado pela estrutura da vegetação (Holmes *et al.* 1979; Gunnarsson 1990; O' Connor 1991). Já em relação às aves frugívoras, embora alguns estudos tenham demonstrado que a estrutura da vegetação pode determinar variações na abundância e distribuição destas espécies, frequentemente a composição florística e a disponibilidade de frutos têm sido apontadas como variáveis mais importantes para estas aves (Martin & Karr 1986; Levey 1988; Loiselle & Blake 1993; Rey 1995; Cueto & De Casenave 2000; Hasui *et al.* 2007; Jankowski *et al.* 2012). Segundo Rice *et al.* (1983), aves que dependem diretamente de recursos vegetais, como as frugívoras, possivelmente são mais influenciadas pela

composição florística e pela distribuição e abundância destes recursos, e não tanto pela estrutura da vegetação.

Na EM todas as variáveis estruturais foram importantes para a distribuição das aves dos diferentes grupos tróficos. A cobertura de gramíneas determinou a distribuição de aves que só ocorreram ou foram mais comuns em pastagens, enquanto as demais variáveis foram importantes para um grande número de espécies que estiveram associadas com diferentes formações arborizadas. Dentre estas, ocorreram espécies mais associadas com a cobertura de serapilheira, altura e cobertura do dossel, sendo estas as aves mais dependentes da estrutura florestal, e aves menos associadas com estas variáveis e mais associadas com a densidade de arbustos, sendo estas as aves de savanas, principalmente cerrado *stricto sensu.* Além disso, também ocorreram muitas espécies de aves de todos os grupos tróficos que não foram relacionadas com nenhuma das variáveis estruturais analisadas, sendo estas as que se distribuíram amplamente no gradiente de florestas, savanas e pastagens da área de estudo.

Desta forma, em paisagens que apresentam gradientes de áreas abertas, arbustivas e arbóreas, as comunidades de aves são fortemente afetadas pela estrutura da vegetação, que por vezes modifica-se espacialmente de forma abrupta e influencia diretamente na formação de grupos de aves associados com determinados tipos de habitat (Tubelis & Cavalcanti 2000, 2001; Skowno & Bond 2003; Piratelli & Blake 2006; Tassicker *et al.* 2006). A formação de grupos de aves campestres, savânicas e florestais é um padrão comum em regiões que apresentam estes tipos de gradientes ambientais, como no Cerrado (Tubelis & Cavalcanti 2000, 2001; Piratelli & Blake 2006), onde as diferentes formações vegetais muitas vezes ocorrem lado a lado mesmo em pequenas escalas espaciais (Eiten 1993; Ribeiro & Walter 1998).

Na EM as aves florestais foram representadas por algumas espécies que forrageiam no solo, sub-bosque e estrato médio das florestas estacionais, matas ciliares e manchas de cerradão. As variáveis mais importantes para estas espécies foram a cobertura de serapilheira, altura do dossel e cobertura do dossel, indicando que a estrutura florestal determinou sua abundância e distribuição. A maioria destas espécies possui pequeno tamanho corporal e capacidade restrita de movimentar-se por áreas abertas para se deslocar entre fragmentos florestais, o que faz com que sejam especialmente sensíveis a perda e fragmentação de florestas (Willis 1979; Bierregaard & Lovejoy 1989; Stouffer & Bierregaard 1995; Canaday 1997; Marini 2001; Anjos *et al.* 2004; Martensen *et al.* 2008). Na EM as principais espécies deste grupo foram *Crypturellus undulatus*, *Momotus momota*, *Trogon curucui*, *Claravis pretiosa*, *Herpsilochmus atricapillus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Pipra fasciicauda*, *Corytophis delalandi*, *Leptopogon amaurocephalus*, *Cantorchilus guarayanus*, *Myiothlypis flaveola*, *Basileuterus culicivorus*, *Arremon flavirostris* e *Lanio penicillatus*.

As aves de savanas foram aquelas que estiveram associadas principalmente com a densidade de arbustos e árvores, ocorrendo, dentre as formações arborizadas, em locais com menores valores de cobertura de serapilheira, altura e cobertura do dossel. Na EM estas áreas foram representadas por manchas de cerrado *stricto sensu* e cerradão, que em outros estudos também são o habitat preferencial de muitas destas aves savânicas (Tubelis & Cavalcanti 2000, 2001; Piratelli & Blake 2006). Algumas destas espécies também ocorreram em pastagens com algum grau de cobertura arbustiva e arbórea, como os pastos sujos, indicando que a presença de árvores e arbustos tornou as pastagens mais permeáveis para espécies que apresentam algum grau de dependência de ambientes estruturalmente mais complexos (Tubelis & Cavalcanti 2000; Gottchalk *et al.*

2007). O incremento do estrato arbóreo tem um grande efeito sobre a composição e adição de espécies de aves nos habitats, já que as árvores são importantes fontes de recursos alimentares, locais de nidificação, dormitórios, poleiros de observação e para demarcação de territórios (Willson 1974). As espécies associadas às savanas da EM foram, por exemplo, *Crypturellus parvirostris*, *Veniliornis passerinus*, *Nystalus striatipectus*, *Hemitriccus margaritaceiventer*, *Myiopagis viridicata*, *Casiornis rufus*, *Myiarchus tyrannulus* e *Lanio cucullatus*.

Aqui cabe ressaltar a presença de espécies de aves frugívoras que se distribuíram amplamente no gradiente de vegetação da EM, embora a maioria destas espécies tenha sido mais comum nas florestas e savanas do que nas pastagens. A maioria destas aves se movimenta por extensas áreas na busca por frutos, o que nem sempre é fácil em regiões onde estes recursos estão disponíveis sazonalmente, como na Serra da Bodoquena (Reys *et al.* 2005), e distribuídos de forma heterogênea no espaço, sendo mais abundantes nas florestas e manchas de cerradão e cerrado *stricto sensu* da EM (obs. pess.). Isto traz sérias implicações para a conservação das aves frugívoras, em especial para as florestais de grande porte (*Crax fasciolata*, *Aburria cumanensis*, *Penelope superciliares* e *Ara chloropterus*), já que estas precisam de grandes áreas florestais ou de manchas florestais bem conectadas para forragear, tornando-se muito sensíveis à perda e fragmentação florestal (Willis 1979; Price *et al.* 1999). É importante lembrar que a conservação de aves frugívoras é de extrema importância para a manutenção dos ecossistemas naturais, já que elas atuam como dispersoras de sementes ajudando na reprodução de muitas espécies de plantas e na recuperação dos ambientes naturais (Levey 1988; Silva *et al.* 1996; Pizo 2001).

As aves de áreas abertas da EM ocorreram principalmente em pastagens antrópicas, representando um grupo menos preocupante em termos de conservação. A

maioria destas espécies é comum em áreas abertas do Cerrado, tanto naturais quanto antropizadas (Sick 1997; Tubelis & Cavalcanti 2000). A variável mais importante para a abundância e distribuição destas espécies foi a cobertura de gramíneas e muitas delas demonstraram preferência por pastagens com baixa cobertura arbustiva e arbórea (pastos limpos). Dentre as espécies de pastagens ocorreram, por exemplo, *Colaptes campestris*, *Eupsittula aurea*, *Furnarius rufus*, *Elaenia flavogaster*, *Machetornis rixosa*, *Xolmis cinereus, Mimus saturninus*, *Gnorimopsar chopi*, *Sicalis flaveola* e *Volatinia jacarina*.

Muitas espécies de aves contribuíram pouco para a ordenação da comunidade, ou por que foram pouco abundantes ou por não terem apresentado relações fortes com as variáveis estruturais escolhidas e consequentemente com os habitats que elas determinam. Estas últimas normalmente distribuíram-se de forma ampla no gradiente de florestas, savanas e pastagens da região, forrageando em bordas de mata e no dossel de ambientes arborizados (*Tityra cayana*, *Megarynchus pitangua*, *Myiodinastes maculatus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Euphonia chlorotica*) ou se movimentando amplamente no solo e estrato médio destes ambientes (*Leptotila verreauxi*, *Turdus leucomelas e Turdus rufiventris*). Há também espécies que exploram territórios extensos com diferentes tipos de habitat por apresentarem grande tamanho corporal (*Xiphocolaptes major*, *Campephilus melanoleucos* e *Dryocopus lineatus*) e/ou viverem em grandes grupos sociais (*Pyrrhura devillei*, *Brotogeris chiriri*, *Cyanocorax chrysops*, *C. cyanomelas*, *Cacicus haemorrhous* e *Psarocolius decumanus*). Outras formam bandos mistos que forrageiam pelas copas das árvores à procura de insetos em uma grande variedade de fisionomias vegetais (Tubelis *et al.* 2006; Tubelis 2007), sendo estes observados frequentemente em bordas de florestas, cerradão e cerrado *stricto sensu* da EM. Estes grupos eram formados principalmente por espécies insetívoras e onívoras, como

Myiopagis caniceps, *M. viridicata*, *Hemithraupis guira*, *Dacnis cayana*, *Tangara cayana*, *Tangara sayaca*, *Conirostrum speciosum* e *Tityra cayana*, por exemplo.

Conclusões

Este estudo demonstrou que a estrutura da vegetação influencia a distribuição e abundância das espécies de aves mesmo em pequenas escalas espaciais. Na EM a estrutura da vegetação foi responsável por formar comunidades de aves de áreas abertas, savânicas e florestais, e também determinou variações na riqueza, abundância e distribuição de aves de diferentes grupos tróficos. Desta forma, a conservação local das comunidades de aves, principalmente das florestais e savânicas, depende da manutenção da integridade da estrutura da vegetação. Isto significa preservar todo o mosaico de habitats característico da EM, que de forma geral, é uma representação em pequena escala da paisagem da Serra da Bodoquena. A preservação da maior diversidade possível de habitats presentes em uma dada região é a chave para a conservação de sua biodiversidade (Tews *et al.* 2004), e no Cerrado a preservação do mosaico de habitats é de fundamental importância para as espécies de aves (Tubelis *et al.* 2004).

Diversas atividades antrópicas são responsáveis por alterar negativamente a estrutura da vegetação em ambientes naturais. Dentre estas atividades, a conversão de florestas e savanas em pastagens e áreas agrícolas são as mais impactantes sobre os ambientes naturais e suas aves (Marini & Garcia 2005). Porém, queimadas (Cavalcanti & Alves 1997), extração seletiva de madeira (Aleixo 1999; Cueto & De Casenave 2000), impacto do gado (Cueto & De Casenave 2000), dentre outros fatores, também alteram a estrutura e composição da vegetação nos ambientes naturais, colocando em risco a integridade das comunidades de aves associadas com estas áreas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ANJOS, L.; ZANETTE, L. & E. V. LOPES. 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in North Paraná, Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical.** 15 (Suppl): 137-144.

ANJOS, L.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; SERAFINI, P. P.; LOPES, E. V.; BOÇON, R.; SILVA, E. S. & M. V. BISHEIMER. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. Em: **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento** (S. VON MATTER et al., Editores). Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ. Páginas: 61-76.

BERSIER, L. F. & D. R. MEYER. 1994. Bird assemblages in mosaic forests: the relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. **Acta Oecologica.** 15: 561-576.

BIERREGAARD JR., R. O. & T. E. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazônica.** 19: 215-241.

BLAKE, J. G. & B. A. LOISELLE. 2000. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. **The Auk**. 117 (3): 663-686.

BORGES, S. H. & P. C. STOUFFER. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. **Condor.** 101: 529-536.

BRASIL. 1997. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP / Projeto Pantanal. Brasília: Programa Nacional de Meio Ambiente.** PNMA, vol. 3: 50-60.

CANADAY, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. **Biological Conservation.** 77: 63-77.

CAVALVANTI, R. B. & M. A. S. ALVES. 1997. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. **Ornitologia Neotropical.** 8: 85-87.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos) 2014. **Lista das aves do Brasil.** Disponível em: http://www.cbro.org.br. Acesso em 15 de abril de 2014.

CUETO, V. R. & J. L. DE CASENAVE. 2000. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. **Wilson Bulletin.** 112: 395-402.

DEVELEY, P. F. 2004. Métodos para estudos com aves. Em: **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre** (L. CULLEN et al., Editores.). Editora Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Paraná. Páginas: 153-168.

DING, T. S.; LIAO, H. C. & H. W. YUAN. 2008. Breeding bird community composition in different successional vegetation in the montane coniferous forests zone of Taiwan. **Forest Ecology and Management.** 255: 2038-2048.

EITEN, G. 1993. Vegetação do Cerrado. Em: **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.** (M. N. Pinto, editor). Editora Universidade de Brasília (UNB), Brasília, DF. Páginas: 17–73.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J. & M. CETRA. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation.** 15: 587-612.

GOERCK, J. M. 1999. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: Implications for the conservation of endemic and endangered species. **Bird Conservation International.** 9: 235-253.

GOTTSCHALK, T. K.; EKSCHMITT, K. & F. BAIRLEIN. 2007. Relationships between vegetation and bird community composition in grasslands of the Serengeti. **African Journal of Ecology.** 45: 557-565.

GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. **Journal of Animal Ecology.** 59: 743-752.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & P. D. RYAN. 2001. **PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis.** Paleontologia Electronica 4(1): 9 páginas.

HASUI, É.; GOMES, V. S. M. & W. R. SILVA. 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rainforest. **Biotropica.** 39: 502-509.

HOLMES, R. T.; BONNEY JR., R. E. & S. W. PACALA. 1979. Guild structure of the Hubbard Brook Bird Community: a multivariate approach. **Ecology.** 60 (3): 512-520.

JANKOWSKI, J. E.; CIECKA, A. L.; MEYER, N. Y. & K. N. RABENOLD. 2009. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. **Journal of Animal Ecology.** 78: 315-327.

JANKOWSKI, J. E.; MERKORD, C. L.; RIOS, W. F.; CABRERA, K. G.; REVILLA, N. S. & M. R. SILMAN. 2012. The relantionship of tropical bird communities to tree species composition and vegetation structure along an Andean elevational gradient. **Journal of Biogeography.** 1-13.

JAYAPAL, R.; QURESHI Q. & R. CHELLAM. 2009. Importance of forest structure versus floristics to composition of avian assemblages in tropical deciduous forests of Central Highlands, India. **Forest Ecology and Management.** 257: 2287-2295.

JOHNS, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. **Journal of Tropical Ecology.** 7: 417-437.

KARR, J. R.; ROBINSON, S. K.; BLAKE, J. G. & R. O. BIERREGAARD. 1990. Birds of four neotropical rainforests. Em: **Four Neotropical Rainforests.** (A. H. GENTRY, editor). Yale University Press, New Haven. Páginas: 237-268.

LEVEY, D. J. 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs.** 58: 251-269.

LOISELLE, B. A. & J. G. BLAKE. 1993. Spatial distri-bution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in Neotropical lowland wet forest. **Vegetatio.** 107/108: 177–189.

MACARTHUR, R. & J. MACARTHUR. 1961. On bird species diversity. **Ecology.** 43: 594-598.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. & J. PREER. 1962. On bird species diversity: II. Prediction on bird census from habitat measurements. **The American Naturalist.** (46): 167-174.

MACFADEN, S. W. & D. E. CAPEN. 2002. Avian habitat relationships at Multiple Scales in a New England Forest. **Forest Science.** 48(2): 243-253.

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

MARINI, M. A. & F. I. GARCIA. 2005. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade.** 1: 95-102.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G. & J. P. METZGER. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation.** 141: 2184-2192.

MARTIN, T. E. & J. R. KARR. 1986. Temporal dynamics of Neotropical birds with special reference to frugivores in second-growth woods. **Wilson Bulletin.** 98: 38–60.

MINNS, J. C.; BUZZETTI, D. R. C.; ALBANO, C. G.; WHITTAKER, A.; GROSSET, A. E. & R. PARRINI. 2009. **Birds of Brazil/Aves do Brasil.** DVD-ROM. Avis Brasilis Editora, Vinhedo, SP.

MOORCROFT, D.; WHITTINGHAM, M. J.; BRADBURY, R. B. & J. D. WILSON. 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. **Journal of Apllied Ecology.** 39: 535-547.

MOTTA-JÚNIOR, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**. 1: 65-71.

O'CONNOR, N. A. 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. **Oecologia.** 85: 504-512.

OLIVIER, R. S.; ARANDA, R.; GODOI, M. N. & G. GRACIOLLI (2014). Effects of environmental heterogeneity on the composition of insect trophic guilds. **Applied Ecology and Environmental Research.** 12 (1): 209-220.

PIRATELLI, A. & J. G. BLAKE. 2006. Bird communities of the Southeastern Cerrado region, Brazil. **Ornitologia Neotropical.** 17: 213-225.

PIZO, M. A. 2001. A conservação das aves frugívoras. Em: **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias.** (J. L. B. ALBUQUERQUE et al., Editores.). Editora Unisul, Tubarão, SC. Páginas: 49-59.

POTT, A. & V. J. POTT. 2003. Espécies de fragmentos florestais em Mato Grosso do Sul. Em: **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região centro oeste.** (R. B. D. COSTA, editor). UCDB, Campo Grande, MS: 26-52.

PRICE, O. F.; WOINARSKI, J. C. Z. & D. ROBINSON. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. **Biological Conservation.** 91: 169-180.

REY, P. J. 1995. Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards. **Ecology.** 76:1625–1635.

REYS, P.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C. & J. SABINO. 2005. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no rio Formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica.** 5 (2): 1-10.

RIBEIRO, J. F. & B. M. T. WALTER. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Em: **Cerrado: ambiente e flora.** (S. M. SANO & S. P. ALMEIDA, editores). Embrapa Cerrados, Brasília, DF, Brasil. Páginas: 89-166.

RICE, J.; OHMART, R. D. & B. W. ANDERSON. 1983. Habitat selection attributes of an avian community: a discriminant analysis approach. **Ecological Monographs.** 53: 263–290.

SHEPHERD, G. J. 2009. **FITOPAC 2.0.** Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira.** Editora Nova Fronteira S. A., Rio de Janeiro – RJ. 863 páginas.

SIGRIST, T. 2007. **Guia de Campo: Aves do Brasil Oriental.** 1° Edição. Volume 1. São Paulo – SP. 448 páginas.

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

SKOWNO, A. L. & W. J. BOND. 2003. Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. **Biodiversity and Conservation.** 12: 2279-2294.

STOUFFER, P. C. & R. O. JR. BIERREGAARD. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology.** 76: 2429-2445.

TASSICKER, A. L.; KUTT, A. S.; VANDERDUYS, E. & S. MANGRU. 2006. The effects of vegetation structure on the birds in a tropical savanna woodland in north eastern Australia. **The Rangeland Journal.** 28 (2): 139-152.

TERBORGH, J. 1971. Distribution on environmental gradients: Theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. **Ecology.** 52: 23-40.

TERBORGH, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. **Ecology.** 58: 1007-1019.

TERBORGH, J. 1985. Habitat selection in Amazonian birds. Em: **Habitat selection in birds.** (M. L. CODY, editor). Academic Press, New York. 311-338.

TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eingenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology.** 67: 1167-1179.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBORGERL, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M. & F. JELTSCH. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography.** 31: 79-92.

TUBELIS, D. P. & R. B. CAVALCANTI. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. **Bird Conservation International.** 10: 331-350.

TUBELIS, D. P. & R. B. CAVALCANTI. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. **Ornitologia Neotropical.** 12: 57-73.

TUBELIS, D. P.; COWLING, A. & C. DONNELL. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation.** 118: 353-364.

TUBELIS, D. P.; COWLING, A. N. N. & C. DONNELLY. 2006. Role of mixed-species flocks in the use of adjacent savannas by forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Austral Ecology.** 31: 38–45.

TUBELIS, D. P. 2007. Mixed-species flocks of birds in the Cerrado, South America: a review. **Ornitologia Neotropical.** 18: 75–97.

VAN PERLO, B. 2009. **A field guide to the Birds of Brazil.** Oxford University Press. 465 páginas.

VIELLIARD, J. M. E. & ALMEIDA, M. E. C.; ANJOS, L. & W. R. SILVA. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). Em: **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento** (S. VON MATTER et al., Editores.). Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ. Páginas: 45-60.

WIENS, J. A. 1989. **The ecology of bird communities. Foundations and patterns.** Cambridge University Press. Cambridge.

WIENS, J. A. & J. T. ROTENBERRY. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. **Ecological Monographs.** 51: 21-41.

WILLIS, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlands in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia.** 33: 1–25.

WILLSON, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. **Ecology.** 55: 1017-1029.

DISPONIBILIDADE DE ALIMENTO E A COMUNIDADE DE AVES EM GRADIENTES DE VEGETAÇÃO NA SERRA DA BODOQUENA, MATO GROSSO DO SUL, BRASIL

GODOI[1], M. N.; SOUZA[2], F. L.; LAPS[2], R. R. & D. B. RIBEIRO[2]

[1] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Cidade Universitária s/n, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

[2] Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

RESUMO: Disponibilidade de alimento e a comunidade de aves em gradientes de vegetação na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Variações espaciais na riqueza e abundância de aves de diferentes grupos tróficos podem estar relacionadas com diferentes fatores ambientais, dentre os quais a disponibilidade de alimento. Neste estudo nós testamos a hipótese de que a abundância e riqueza de espécies de aves frugívoras, insetívoras e onívoras estão relacionadas com a disponibilidade de recursos alimentares. O estudo foi conduzido entre julho de 2011 e junho de 2012 na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estância Mimosa, localizada na Serra da Bodoquena, estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. As aves foram amostradas através de pontos fixos dispostos em matas estacionais, cerradão, cerrado *stricto sensu*, pastos sujos e pastos limpos. Para cada amostra foram coletados dados sobre a composição, riqueza de espécies e abundância de aves frugívoras, insetívoras e onívoras, e sobre a disponibilidade de frutos ornitocóricos, artrópodes de serapilheira e

de sub-bosque. Foram utilizadas análises de regressão para testar se houve relação entre a riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras com a disponibilidade de frutos, e entre a riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras com a disponibilidade de artrópodes de serapilheira e sub-bosque. Foram obtidos 2283 contatos de 80 espécies de aves frugívoras, insetívoras e onívoras. A riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras foram relacionadas com a riqueza de espécies de frutos nas savanas (cerradão, cerrado *stricto sensu* e pasto sujo), enquanto nos pastos limpos apenas a abundância de aves onívoras foi relacionada com a riqueza de frutos. Nas matas estacionais não houve relação entre a riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras com a riqueza de espécies de frutos. Também não houve relação entre a abundância e riqueza de aves insetívoras e onívoras de serapilheira e sub-bosque com a abundância destes artrópodes. Os resultados obtidos neste estudo demonstraram que a relação entre riqueza e abundância de aves com a disponibilidade de alimento deve ser avaliada com cautela, pois diferentes espécies de aves e diferentes grupos tróficos parecem responder de forma muito variável à disponibilidade de alimento. Além disso, a relação entre as aves e seus recursos alimentares também pode variar em diferentes tipos de habitat.

PALAVRAS-CHAVE: Aves frugívoras, aves insetívoras, aves onívoras, disponibilidade de artrópodes, disponibilidade de frutos ornitocóricos, Cerrado, grupos tróficos.

1. INTRODUÇÃO

As comunidades de aves são afetadas em diferentes escalas espaciais e temporais por diversos fatores ambientais, e embora a compreensão sobre a distribuição e abundância das aves seja um problema complexo, uma das variáveis ecológicas mais importantes para elas certamente é a disponibilidade de recursos alimentares (Herrera 1985; Levey 1988; Loiselle & Blake 1991; Rey 1995; Develey & Peres 2000; Johnson & Sherry 2001; Jones *et al*. 2003; Kissling *et al.* 2007; Gleditsch & Carlo 2010; Holmes 2011).

Alguns estudos demonstraram que a distribuição e abundância das espécies de aves e mesmo a diversidade de determinados grupos tróficos podem ser determinadas pela disponibilidade de artrópodes (Blake & Hoppes 1986; Karr & Brawn 1990; Johnson & Sherry 2001; Iwata *et al.* 2003; Jones *et al*. 2003; Holmes 2011) e de frutos (Herrera 1984; Blake & Hoppes 1986; Levey 1988; Blake & Loiselle 1991; Loiselle & Blake 1991; Rey 1995; Burns 2002; Moegenburg & Levey 2003; Kissling *et al.* 2007; Gleditsch & Carlo 2010).

Variações espaciais e temporais na disponibilidade de frutos têm sido bem documentadas em muitos ambientes naturais e antropizados (Martin 1985a; Levey 1988; Blake & Loiselle 1991; Loiselle & Blake 1991; Rey 1995; Gleditsch & Carlo 2010). Estas variações criam um mosaico heterogêneo de áreas com diferentes disponibilidades de frutos e assim espera-se uma resposta das aves frugívoras a estas diferenças. Em diferentes tipos de florestas da Costa Rica, por exemplo, a abundância e distribuição espacial e temporal de aves frugívoras respondiam às variações espaciais e temporais na oferta de frutos (Levey 1988). A riqueza de espécies de árvores frutíferas também exerce grande influência sobre a diversidade de aves frugívoras, como

demonstrado pela relação entre as aves consumidoras de frutos e a riqueza de espécies de figueiras (*Ficus sp*.) na África subsaariana (Kissling *et al*. 2007).

A relação entre abundância de aves insetívoras e disponibilidade de insetos também têm sido estudada nos sistemas naturais. A abundância de aves insetívoras de solo está relacionada com a abundância de artrópodes de serapilheira em uma floresta no Panamá (Karr & Brawn 1990). Algumas espécies de aves insetívoras migratórias têm suas abundâncias e distribuições espaciais e temporais influenciadas pela disponibilidade de insetos em diferentes tipos de habitat na Jamaica (Johnson & Sherry 2001). Na Mata Atlântica as flutuações sazonais na composição e riqueza de espécies de bandos mistos de aves estão relacionadas com a disponibilidade de artrópodes, indicando que mesmo em escalas locais a disponibilidade de recursos alimentares pode influenciar as comunidades de aves (Develey & Peres 2000).

Uma vez que a disponibilidade de alimento pode influenciar a composição e estrutura das comunidades de aves em diferentes ambientes, entender esta relação torna-se muito importante para o manejo e conservação das espécies de aves, especialmente em regiões onde os ambientes naturais têm sido reduzidos, perturbados e fragmentados, como no Cerrado do Brasil central (Marini 2001; Marini & Garcia 2005). Porém, no Cerrado são raros os estudos que exploraram a relação entre a disponibilidade de alimento e a distribuição e abundância das aves, havendo uma grande lacuna de conhecimento sobre esta relação em todo o domínio (Ragusa-Netto 2007).

A Serra da Bodoquena, uma região montanhosa localizada no sudoeste do Cerrado brasileiro, apresenta gradientes de formações abertas e florestais com grande variação na estrutura da vegetação mesmo em pequenas escalas espaciais (Brasil 1997; Pott & Pott 2003). Esta paisagem oferece grandes oportunidades para estudar como

ocorrem variações espaciais na disponibilidade de alimento e como as comunidades de aves respondem a estas variações.

O objetivo deste estudo foi determinar como a disponibilidade de alimento influencia a comunidade de aves em gradientes de formações abertas, savânicas e florestais na Serra da Bodoquena. Mais especificamente, foram testadas as seguintes hipóteses: (1) há maior abundância e riqueza de espécies de aves frugívoras e onívoras em áreas com maior disponibilidade de frutos ornitocóricos; (2) há maior abundância e riqueza de espécies de aves insetívoras e onívoras que caçam artrópodes de serapilheira em áreas onde há maior disponibilidade destes artrópodes; (3) há maior abundância e riqueza de espécies de aves insetívoras e onívoras que caçam artrópodes no sub-bosque em locais onde há maior disponibilidade destes artrópodes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Na Serra da Bodoquena a área escolhida para a realização deste estudo foi a Reserva Particular do Patrimônio Natural Estância Mimosa e seu entorno (20°58'57.70"S; 56°30'58.40"O; 390 m acima do nível do mar). Esta área, denominada por EM daqui em diante, localiza-se nas margens do rio Mimoso a 15 km do município de Bonito, no estado de Mato Grosso do Sul, oeste do Brasil (Figura 1). As principais formações vegetais que ocorrem na EM são a mata ciliar do rio Mimoso, extensas manchas de floresta estacional semidecidual e cerrado *stricto sensu*, manchas de cerradão e pastagens antrópicas com diferentes coberturas arbustiva e arbórea (pastos

limpos e sujos). Para maiores detalhes sobre a área de estudo, incluindo aspectos climáticos, biogeográficos e fitofisionômicos da Serra da Bodoquena ver Capítulo 1.

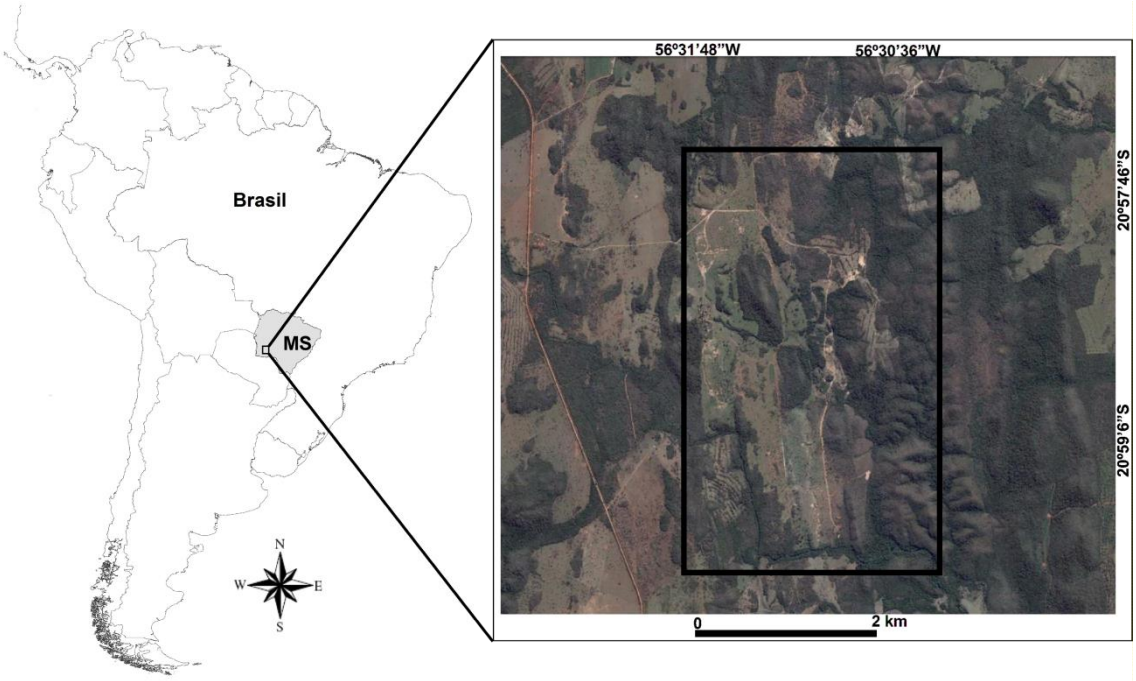

Figura 1: Localização da Serra da Bodoquena e da Estância Mimosa (retângulo preto), município de Bonito, estado de Mato Grosso do Sul (MS), Brasil.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Desenho Amostral

O estudo foi conduzido em uma área com cerca de 800 ha dividida em 280 grids de 200 x 200 m. Foram sorteados aleatoriamente 200 destes grids, cada qual considerado uma unidade amostral independente, localizados em áreas de mata ciliar (n = 9), mata estacional (n = 49), cerradão (n = 18), cerrado *stricto sensu* (n = 39), pasto sujo (n = 45) e pasto limpo (n = 40). Em cada uma destas 200 unidades amostrais foram coletados dados sobre a composição e estrutura da comunidade de aves e

disponibilidade de alimento, tanto de frutos ornitocóricos quanto de artrópodes. Os dados foram coletados durante 12 meses consecutivos, entre julho de 2011 e junho de 2012, com esforço amostral similar entre as estações seca e úmida. Foram realizados entre três e quatro dias de coleta em cada mês, quando então foram amostradas cinco unidades amostrais por dia, em um total de 15 a 20 por mês.

2.2.2 Estrutura da comunidade de aves

Neste estudo as aves foram amostradas pelo método de pontos fixos com raio de 50 m, estabelecidos no centro de cada unidade amostral pelo menos a 200 m de qualquer outro ponto (Develey 2004; Anjos *et al.* 2010; Vielliard *et al.* 2010). Cada ponto fixo foi amostrado uma única vez ao longo do estudo por 15 minutos consecutivos, sempre no período de maior atividade das espécies de aves, no início da manhã, entre as 06:00 e 08:30 horas. As espécies de aves foram registradas visualmente e através de suas vocalizações. A identificação visual foi feita com o auxílio de guias de campo (Sigrist 2007; Van Perlo 2009) e as vocalizações não identificadas foram gravadas para comparação com vocalizações disponíveis em arquivos sonoros, como Minns *et al.* (2009) e o site Xeno-Canto (http://www.xeno-canto.org), por exemplo.

Para cada ponto fixo foi anotada a composição de espécies, riqueza de espécies e número de contatos por espécie, procurando não registrar um mesmo indivíduo duas vezes e considerando somente aves insetívoras, onívoras e frugívoras (ver Capítulo 1). A abundância de cada espécie foi expressa como o número total de contatos obtidos e através do Índice Pontual de Abundância (IPA), que é a razão entre o número total de contatos de uma espécie pelo número total de amostras utilizadas no estudo (Anjos *et al.* 2010; Vielliard *et al.* 2010).

A ordenação taxonômica e nomenclatura adotada neste estudo seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2014). As espécies foram classificadas em grupos tróficos segundo classificações comumente utilizadas na literatura científica (Karr *et al*. 1990; Motta-Junior 1990; Sick 1997) e em observações das aves se alimentando obtidas em campo. Desta forma, as espécies de aves foram classificadas como: (1) insetívoras (predomínio de artrópodes na dieta); (2) frugívoras (predomínio de frutos); (3) onívoras (consomem equitativamente artrópodes, frutos e até pequenos vertebrados).

2.2.3 Disponibilidade de frutos ornitocóricos

Em cada umas das 200 unidades amostrais utilizadas para a amostragem de aves foram estabelecidas cinco parcelas de 4 m x 4 m, separadas por no mínimo 10 m de distância umas das outras, para determinar a disponibilidade de frutos ornitocóricos. A disponibilidade de frutos em cada amostra foi determinada considerando frutos disponíveis no solo, dossel e sub-bosque, tanto em árvores quanto em arbustos, somando os dados obtidos em cada uma das cinco parcelas individuais. Para cada unidade amostral foi anotado o número de plantas com frutos, riqueza de espécies de plantas com frutos e abundância total de frutos, sendo esta estimada através de contagens visuais com auxílio de binóculos 10 x 42 mm (Blake *et al.* 1990; Chapman *et al.* 1994; Develey & Peres 2000; Develey 2004; Galetti *et al*. 2004). A amostragem de frutos em uma determinada unidade amostral foi feita apenas uma vez, sempre na mesma manhã em que esta unidade foi amostrada para a contagem de suas aves.

2.2.4 Disponibilidade de artrópodes

Neste estudo o termo "disponibilidade de artrópodes" foi utilizado como sinônimo de abundância de presas potenciais encontradas em micro-habitats utilizados pelas aves insetívoras quando estas estão forrageando na busca por alimento (Cooper & Whitmore 1990; Wolda 1990). As diferentes espécies de aves insetívoras de habitats neotropicais apresentam uma gama muito diversificada quanto ao comportamento de busca por artrópodes, condizente com a alta diversidade de artrópodes neotropicais e com seu alto nível de especialização ecológica, tanto na escolha de micro-habitats quanto no comportamento de forrageio (Hutto 1990; Wolda 1990). Algumas espécies de aves caçam artrópodes no solo forrageando na serapilheira, outras forrageiam em galhos, ramos e folhas no sub-bosque e dossel de florestas, muitas buscam e capturam artrópodes em pleno vôo, e ainda existem aquelas que capturam artrópodes escondidos sob a casca das árvores, como os Dendrocolaptidae (arapaçus) e Picidae (pica-paus) (Sick 1997).

Assim, dada as dificuldades e limitações impostas para a amostragem de uma gama tão diversificada de artrópodes e seus micro-habitats, neste estudo optou-se por amostrar artrópodes de serapilheira (que vivem escondidos por entre a serapilheira) e de sub-bosque (que vivem em folhas e galhos no sub-bosque de ambientes arborizados).

Para estimar a disponibilidade de artrópodes de serapilheira foi utilizado o método de coleta padronizada em parcelas (Karr & Brawn 1990; Rosenberg 1990). Em cada uma das unidades amostrais foram estabelecidas quatro parcelas de 0,20 m x 0,20 m, distanciadas por ao menos 10 m umas das outras, para coleta de serapilheira. Dentro da área de cada parcela toda a serapilheira disponível foi coletada e imediatamente acondicionada em sacos plásticos com algodão embebido em éter. A coleta de

serapilheira em uma determinada unidade amostral foi feita somente uma vez e sempre na mesma manhã em que esta unidade foi amostrada para a contagem de suas aves.

Para avaliar a disponibilidade de artrópodes de sub-bosque foi utilizado o método de coleta com rede entomológica ou puçá (Waquil 1997) nas mesmas unidades amostrais utilizadas para a amostragem de aves. Este método consiste na busca ativa por artrópodes com uso de puçá por tempo pré-determinado e padronizado entre as unidades amostrais. Neste estudo o puçá foi utilizado no sub-bosque de florestas e savanas. O tempo de coleta foi de dez minutos por unidade amostral, aplicado apenas uma vez por amostra e sempre na mesma manhã em que esta unidade foi amostrada para a contagem de suas aves.

Após as coletas, os artrópodes capturados em puçá e serapilheira foram levados para laboratório para triagem. Todos os indivíduos encontrados foram acondionados em tubos Falcon ou Eppendorf com álcool 70%, identificados ao nível de morfoespécies, quantificados e depositados na Coleção Zoológica de Referência da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). A partir destes dados foram determinados para cada unidade amostral a abundância (número de indivíduos) e riqueza (número de morfoespécies) de artrópodes de serapilheira e de sub-bosque.

2.2.5 Análise dos dados

Foram consideradas nas análises todas as espécies de aves frugívoras e onívoras que ocorreram em quaisquer das fisionomias vegetais da EM, e as espécies de aves insetívoras que buscam artrópodes na serapilheira e sub-bosque de florestas estacionais, cerradão e cerrado *stricto sensu*. Aves insetívoras escaladoras, como pica-paus (Picidae) e arapaçus (Dendrocolaptidae), e aves insetívoras que capturam suas presas em vôo

(como alguns Tyrannidae), não foram incluídas nas análises porque os artrópodes amostrados pelos métodos aqui utilizados certamente não representam presas potenciais para estes grupos.

As relações entre a riqueza e abundância de aves de diferentes grupos tróficos (variáveis dependentes) e a disponibilidade de frutos ornitocóricos e artrópodes (variáveis independentes) foram divididas em três seções.

Seção 1: Relação entre a riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras com a disponibilidade de frutos ornitocóricos. Nesta seção foram consideradas todas as espécies de aves frugívoras e onívoras. Além disso, com o objetivo de minimizar os efeitos da estrutura da vegetação sobre as comunidades de aves frugívoras e onívoras, as análises foram feitas separadamente para três grupos principais de fisionomias vegetais: florestas estacionais, savanas (cerrado *stricto sensu*, cerradão e pastos sujos) e pastos limpos. Estes grupos foram organizados desta forma segundo os resultados das análises de similaridade para a composição das comunidades de aves da EM (ver análises de similaridade no Capítulo 1). As matas ciliares não foram incluídas nesta seção por apresentarem baixa similaridade com as demais fisionomias e estarem representadas por poucas amostras.

Seção 2: Relação entre a riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras que caçam artrópodes na serapilheira com a riqueza e abundância de artrópodes de serapilheira. Nesta seção foram consideradas as espécies de aves insetívoras e onívoras que forrageiam somente ou parcialmente no solo, além de algumas espécies insetívoras de sub-bosque que forrageiam frequentemente na serapilheira. As análises foram feitas separadamente para florestas estacionais e savanas (cerrado *stricto sensu* e cerradão), segundo a similaridade das comunidades de aves destas áreas (ver Capítulo 1). Esta abordagem teve como objetivo minimizar os efeitos da estrutura da vegetação sobre a

abundância e riqueza das espécies de aves. Nas florestas e savanas a serapilheira é abundante e distribuída de maneira relativamente contínua, favorecendo a presença de espécies de aves com comportamento alimentar associado em maior ou menor grau com este componente. Já as áreas de pasto sujo, embora tenham comunidades de aves similares às de savanas, não foram incluídas nas análises por apresentarem pouca serapilheira disponível. As áreas de mata ciliar também não foram incluídas nas análises por apresentarem baixa similaridade com as demais fisionomias vegetais e por estarem representadas por poucas amostras.

Seção 3: Relação entre a riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque com a riqueza e abundância de artrópodes de sub-bosque. Nesta seção foram consideradas as espécies de aves insetívoras e onívoras que caçam artrópodes no sub-bosque de ambientes florestais e savânicos, já que a amostragem de artrópodes com rede entomológica ou puçá se restringiu a este estrato vertical. As análises foram feitas separadamente para florestas estacionais e savanas (cerrado *stricto sensu* e cerradão), segundo a similaridade das comunidades de aves destas áreas (ver Capítulo 1). Esta abordagem teve como objetivo minimizar os efeitos da estrutura da vegetação sobre a abundância e riqueza das espécies de aves. Nas florestas e savanas o sub-bosque é um componente relativamente contínuo onde ocorrem espécies de aves associadas em maior ou menor grau com este estrato vertical. Já as áreas de pasto sujo, embora tenham comunidades de aves similares às de savanas, não foram incluídas nas análises por apresentarem estrato arbóreo e arbustivo descontínuo com pouca representatividade de sub-bosque. As áreas de mata ciliar também não foram incluídas nas análises por apresentarem baixa similaridade com as demais fisionomias vegetais e por estarem representadas por poucas amostras.

Para testar a relação entre as variáveis dependentes (riqueza e abundância de aves dentro dos grupos tróficos) e independentes (disponibilidade de alimento) foram utilizadas regressões lineares simples, considerando um nível de significância de 5%. Porém, antes da realização das regressões, foi verificado se havia colinearidade entre as variáveis independentes através de correlações de Pearson associadas a probabilidades de Bonferroni (Legendre & Legendre 1998). Quando houve variáveis independentes correlacionadas, apenas uma foi escolhida para a representação dos dados. Todas as análises foram feitas no software estatístico PAST 2.17c (Hammer *et al.* 2001).

3. RESULTADOS

Neste estudo foram obtidos 2283 contatos de 80 espécies de aves frugívoras, insetívoras e onívoras. Mais especificamente, foram obtidos 604 contatos de 26 espécies insetívoras, 1330 contatos de 41 espécies onívoras e 349 contatos de 13 espécies frugívoras. As espécies de aves consideradas neste estudo estão apresentadas na Tabela 1, onde também são apontadas as seções em que cada espécie particular foi considerada.

Tabela 1: Composição e abundância de aves frugívoras, insetívoras e onívoras presentes na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Seções: (1) espécies frugívoras e onívoras e disponibilidade de frutos ornitocóricos; (2) espécies insetívoras e onívoras e disponibilidade de artrópodes de serapilheira; (3) espécies insetívoras e onívoras e disponibilidade de artrópodes de sub-bosque. IPA (Índice Pontual de Abundância), n = n° de pontos fixos (amostras). ME (Mata Estacional), CD (Cerradão), CE (Cerrado *stricto sensu*), PS (Pasto Sujo), PL (Pasto Limpo).

			IPA (Índice Pontual de Abundância)				
TÁXON	**Grupo Trófico**	**Seções**	**ME n = 49**	**CD n = 18**	**CE n = 39**	**PS n = 45**	**PL n = 40**
Tinamiformes							
Tinamidae							
Crypturellus undulatus	Onívoro	1, 2	0,306	0,389	0,077	_____	_____
Crypturellus parvirostris	Onívoro	1, 2	_____	0,111	0,103	_____	_____
Nothura maculosa	Onívoro	1	_____	_____	_____	0,022	_____
Galliformes							
Cracidae							
Penelope superciliaris	Frugívoro	1	0,020	_____	_____	_____	_____
Aburria cumanensis	Frugívoro	1	0,082	_____	_____	0,022	0,125
Ortalis canicollis	Frugívoro	1	0,041	_____	0,051	_____	_____
Crax fasciolata	Frugívoro	1	_____	0,056	_____	_____	_____
Cuculiformes							
Cuculidae							
Piaya cayana	Insetívoro	3	0,163	0,111	0,026	0,022	_____
Trogoniformes							
Trogonidae							
Trogon curucui	Onívoro	1	0,694	0,389	0,205	0,067	_____
Coraciiformes							
Momotidae							
Momotus momota	Insetívoro	2, 3	0,102	_____	_____	_____	_____
Galbuliformes							
Bucconidae							
Nystalus striatipectus	Insetívoro	3	0,122	0,222	0,436	0,244	0,100
Piciformes							
Ramphastidae							
Ramphastos toco	Onívoro	1	0,388	0,611	0,538	0,200	0,225
Ramphastos dicolorus	Onívoro	1	0,020	_____	_____	_____	_____
Pteroglossus castanotis	Onívoro	1	0,286	0,444	0,436	0,200	0,025
Psittaciformes							
Psittacidae							
Ara chloropterus	Frugívoro	1	0,204	_____	_____	0,133	_____

TÁXON	Grupo Trófico	Seções	IPA (Índice Pontual de Abundância) ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Psittacara leucophthalmus	Frugívoro	1	_____	0,333	0,051	0,044	0,075
Eupsittula aurea	Frugívoro	1	_____	_____	_____	0,044	0,625
Pyrrhura devillei	Frugívoro	1	0,735	0,556	1,410	0,289	0,350
Brotogeris chiriri	Frugívoro	1	0,571	0,444	0,205	0,178	0,200
Pionus maximiliani	Frugívoro	1	0,184	0,111	0,103	0,111	0,075
Amazona amazonica	Frugívoro	1	0,082	_____	_____	0,133	_____
Amazona aestiva	Frugívoro	1	0,163	0,111	_____	0,222	0,250
Passeriformes							
Thamnophilidae							
Herpsilochmus atricapillus	Insetívoro	3	0,102	_____	_____	_____	_____
Thamnophilus doliatus	Insetívoro	2, 3	0,020	_____	_____	_____	_____
Thamnophilus caerulescens	Insetívoro	2, 3	0,184	_____	_____	_____	_____
Taraba major	Insetívoro	2, 3	0,020	_____	_____	0,022	_____
Pipridae							
Pipra fasciicauda	Frugívoro	1	0,306	_____	_____	_____	_____
Oxyruncidae							
Oxyruncus cristatus	Onívoro	1, 3	_____	0,056	0,103	_____	_____
Tityridae							
Tityra inquisitor	Onívoro	1	0,122	0,056	0,051	_____	0,050
Tityra cayana	Onívoro	1	0,429	0,111	0,333	0,156	0,350
Pachyramphus viridis	Onívoro	1, 3	0,020	_____	_____	0,022	_____
Pachyramphus polychopterus	Onívoro	1, 3	0,061	_____	0,051	_____	_____
Pachyramphus validus	Onívoro	1,3	_____	0,167	_____	0,067	_____
Rhynchocyclidae							
Leptopogon amaurocephalus	Insetívoro	3	0,224	_____	_____	_____	_____
Corythopis delalandi	Insetívoro	2, 3	0,041	_____	0,026	_____	_____
Tolmomyias sulphurescens	Insetívoro	3	0,020	_____	_____	_____	0,025
Poecilotriccus latirostris	Insetívoro	2, 3	0,020	_____	0,026	_____	_____
Hemitriccus margaritaceiventer	Insetívoro	2, 3	0,163	0,333	0,513	0,067	_____
Tyrannidae							
Camptostoma obsoletum	Insetívoro	3	0,041	0,056	0,179	0,133	0,050
Elaenia flavogaster	Onívoro	1	_____	_____	_____	0,044	0,125
Elaenia chilensis	Onívoro	1, 3	_____	_____	0,026	_____	_____
Phaeomyias murina	Insetívoro	3	_____	0,056	0,026	0,022	_____
Myiarchus ferox	Insetívoro	3	0,020	0,056	_____	0,044	_____
Myiarchus tyrannulus	Insetívoro	3	0,061	0,500	0,667	0,356	0,125
Sirystes sibilator	Insetívoro	3	0,551	0,667	0,436	0,022	0,025
Casiornis rufus	Insetívoro	2, 3	0,347	0,500	0,641	0,044	_____
Pitangus sulphuratus	Onívoro	1	0,347	0,722	0,385	0,533	0,375
Myiodynastes maculatus	Onívoro	1	0,224	0,111	0,256	0,244	0,500
Megarynchus pitangua	Onívoro	1	0,388	0,444	0,308	0,289	0,050
Cnemotriccus fuscatus	Insetívoro	2, 3	0,122	0,222	0,051	_____	_____
Lathrotriccus euleri	Insetívoro	2, 3	0,082	0,056	0,077	_____	_____

TÁXON	Grupo Trófico	Seções	IPA (Índice Pontual de Abundância) ME n = 49	CD n = 18	CE n = 39	PS n = 45	PL n = 40
Vireonidae							
Cyclarhis guijanensis	Insetívoro	3	0,327	0,444	0,256	0,289	0,175
Vireo chivi	Insetívoro	3	0,020	0,167	_____	_____	_____
Corvidae							
Cyanocorax chrysops	Onívoro	1	0,571	0,444	0,359	0,311	0,050
Cyanocorax cyanomelas	Onívoro	1	0,388	1,611	0,667	0,422	0,125
Troglodytidae							
Cantorchilus guarayanus	Insetívoro	2, 3	0,163	_____	_____	_____	_____
Turdidae							
Turdus leucomelas	Onívoro	1, 2, 3	0,816	0,722	0,615	0,356	0,075
Turdus rufiventris	Onívoro	1, 2, 3	0,245	_____	0,128	0,067	_____
Turdus amaurochalinus	Onívoro	1, 2, 3	0,020	_____	_____	_____	0,025
Mimidae							
Mimus saturninus	Onívoro	1	_____	_____	_____	0,133	0,125
Passerellidae							
Arremon flavirostris	Insetívoro	2, 3	0,041	0,111	_____	_____	_____
Parulidae							
Basileuterus culicivorus	Insetívoro	3	1,653	0,333	0,238	_____	_____
Myiothlypis flaveola	Insetívoro	2, 3	0,714	0,667	0,205	_____	_____
Icteridae							
Psarocolius decumanus	Onívoro	1	0,102	_____	_____	0,089	_____
Cacicus chrysopterus	Onívoro	1	_____	_____	_____	_____	_____
Cacicus haemorrhous	Onívoro	1	0,837	0,333	0,385	0,178	0,775
Icterus croconotus	Onívoro	1	0,041	_____	_____	0,022	0,025
Thraupidae							
Nemosia pileata	Onívoro	1,3	_____	0,222	_____	0,044	_____
Tachyphonus rufus	Onívoro	1, 3	0,020	0,167	_____	_____	_____
Ramphocelus carbo	Onívoro	1	0,020	_____	_____	_____	_____
Lanio penicillatus	Onívoro	1, 2, 3	0,388	0,111	_____	_____	_____
Tangara sayaca	Onívoro	1, 3	0,143	0,333	0,410	0,533	0,825
Tangara palmarum	Onívoro	1	0,041	_____	_____	_____	_____
Tangara cayana	Onívoro	1, 3	_____	0,222	0,205	_____	_____
Tersina viridis	Onívoro	1	0,041	0,111	_____	_____	0,425
Dacnis cayana	Onívoro	1, 3	0,020	0,222	0,154	0,089	0,050
Hemithraupis guira	Onívoro	1, 3	0,592	0,778	0,641	0,089	_____
Conirostrum speciosum	Onívoro	1, 3	0,265	0,333	0,051	0,089	0,050
Cardinalidae							
Piranga flava	Onívoro	1, 3	_____	_____	0,026	_____	_____
Fringillidae							
Euphonia chlorotica	Onívoro	1	0,592	0,944	1,231	0,556	0,250

Aves frugívoras e onívoras e a disponibilidade de frutos ornitocóricos

Na Tabela 2 estão apresentados dados quantitativos de riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras nas fisionomias vegetais, e variáveis relacionadas com a disponibilidade de frutos em cada fisionomia. As variáveis de disponibilidade de frutos foram correlacionadas em todas as fisionomias, e assim apenas uma delas, a riqueza de espécies de plantas com frutos, foi escolhida para as análises de regressão (Tabela 3).

Tabela 2: Riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras, e dados quantitativos da disponibilidade de frutos em matas estacionais, savanas (cerradão, cerrado *stricto sensu* e pastos sujos) e pastos limpos da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. n = n° de pontos fixos (amostras).

	MATAS ESTACIONAIS n = 49	**SAVANAS n = 102**	**PASTOS LIMPOS n = 40**
Riqueza de aves frugívoras	10	11	7
Abundância de aves frugívoras	117	153	68
Riqueza de aves onívoras	30	36	20
Abundância de aves onívoras	413	702	180
Média (±) de riqueza de aves frugívoras e onívoras	6,12 (± 2,50)	4,38 (± 2,50)	2,85 (± 2,09)
Média (±) de abundância de aves frugívoras e onívoras	10,81 (± 5,26)	8,38 (± 5,11)	6,20 (± 5,49)
Média (±) do número de plantas com frutos	1,18 (± 1,25)	1,61 (± 2,94)	0,25 (± 0,54)
Média (±) da riqueza de espécies de frutos	0,89 (± 0,79)	0,75 (± 1,05)	0,27 (± 0,55)
Média (±) da abundância de frutos	399,7 (± 569,6)	521,8 (± 958,5)	146,6 (± 369,4)

Tabela 3: Correlações de Pearson entre as variáveis de disponibilidade de frutos em matas estacionais, savanas (cerradão, cerrado *stricto sensu* e pastos sujos) e pastos limpos da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. n = n° de pontos fixos (amostras).

MATAS ESTACIONAIS (n = 49)	Número de plantas com frutos	Riqueza de espécies de frutos	Abundância de frutos
Número de plantas com frutos	_____	r = 0,89, p < 0,0001	r = 0,59, p < 0,0001
Riqueza de espécies de frutos	_____	_____	r = 0,60, p < 0,0001
Abundância de frutos	_____	_____	_____
SAVANAS (n = 102)	Número de plantas com frutos	Riqueza de espécies de frutos	Abundância de frutos
Número de plantas com frutos	_____	r = 0,58, p < 0,0001	r = 0,66, p < 0,0001
Riqueza de espécies de frutos	_____	_____	r = 0,60, p < 0,0001
Abundância de frutos	_____	_____	_____
PASTOS LIMPOS (n = 40)	Número de plantas com frutos	Riqueza de espécies de frutos	Abundância de frutos
Número de plantas com frutos	_____	r = 0,95, p < 0,0001	r = 0,57, p < 0,0001
Riqueza de espécies de frutos	_____	_____	r = 0,70, p < 0,0001
Abundância de frutos	_____	_____	_____

Nas florestas estacionais da EM foram obtidos 532 contatos de 42 espécies de aves frugívoras e onívoras. Dentre estas, as mais abundantes foram *Cacicus haemorrhous, Turdus leucomelas, Pyrrhura devillei, Trogon curucui, Hemithraupis guira, Euphonia chlorotica* e *Brotogeris chiriri* (Tabela 1).

A riqueza de espécies de plantas com frutos não influenciou a riqueza (r^2 = - 0,01, p = 0,65, n = 49) e abundância (r^2 = - 0,009, p = 0,53, n = 49) de aves frugívoras e onívoras nas florestas estacionais da EM. Mesmo quando analisadas separadamente, a riqueza (r^2 = 0,009, p = 0,23, n = 49) e abundância de aves frugívoras (r^2 = - 0,01, p = 0,62, n = 49) e a riqueza (r^2 = - 0,02, p = 0,84, n = 49) e abundância de aves onívoras (r^2 = - 0,01, p = 0,57, n = 49) também não foram influenciadas pela riqueza de espécies de frutos nestas florestas.

Nas savanas da EM foram obtidos 855 contatos de 47 espécies de aves frugívoras e onívoras. As aves consumidoras de frutos mais abundantes nas savanas foram *Euphonia chlorotica, Pyrrhura devillei, Cyanocorax cyanomelas, Turdus leucomelas, Pitangus sulphuratus, Tangara sayaca, Hemithraupis guira, Ramphastos toco, Cyanocorax chrysops* e *Pteroglossus castanotis* (Tabela 1).

A riqueza de espécies de frutos influenciou a abundância (r^2 = 0,04, p ≤ 0,05, n = 102) e riqueza de aves frugívoras e onívoras nas savanas da EM (r^2 = 0,04, p ≤ 0,05, n = 102) (Figuras 2 e 3). As aves onívoras tiveram sua riqueza (r^2 = 0,05, p ≤ 0,01, n = 102) e abundância (r^2 = 0,07, p ≤ 0,01, n = 102) influenciadas pela riqueza de espécies de frutos (Figuras 4 e 5). Já a riqueza (r^2 = - 0,007, p = 0,60, n = 102) e abundância de aves frugívoras (r^2 = - 0,008, p = 0,67, n = 102) não foram influenciadas pela riqueza de espécies de frutos nas savanas da EM.

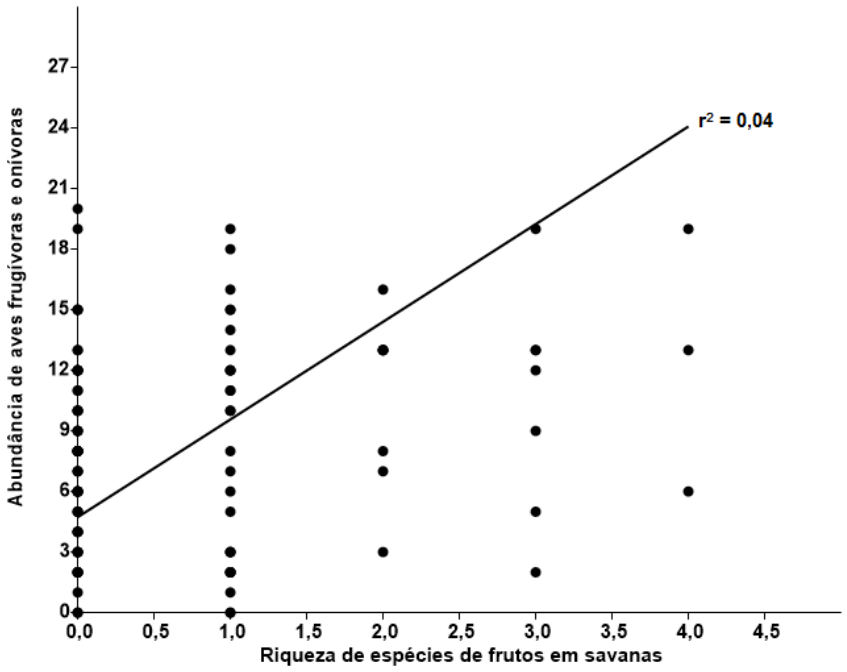

Figura 2: Regressão linear da abundância de aves frugívoras e onívoras com a riqueza de espécies de frutos em savanas da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, MS, Brasil.

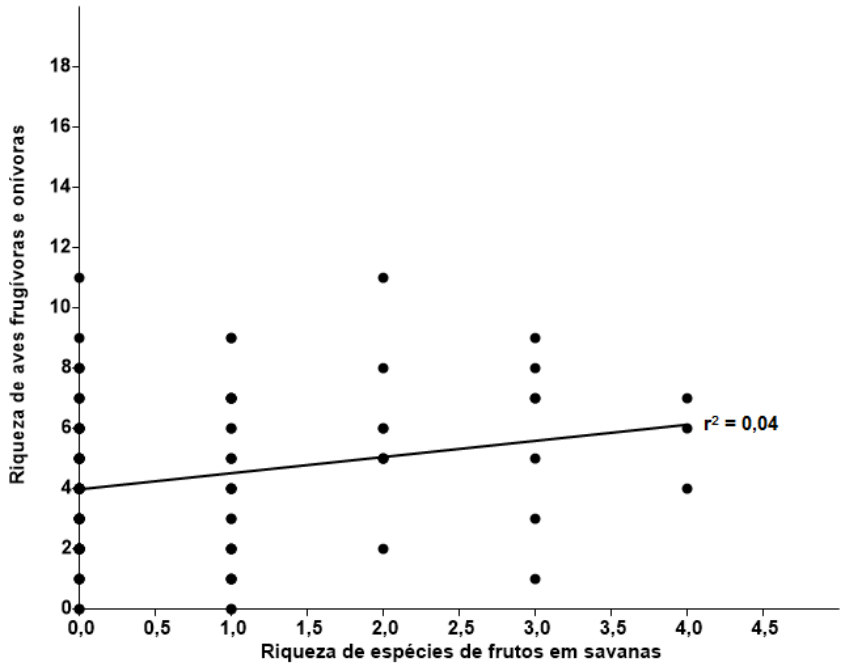

Figura 3: Regressão linear da riqueza de aves frugívoras e onívoras com a riqueza de espécies de frutos em savanas da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, MS, Brasil.

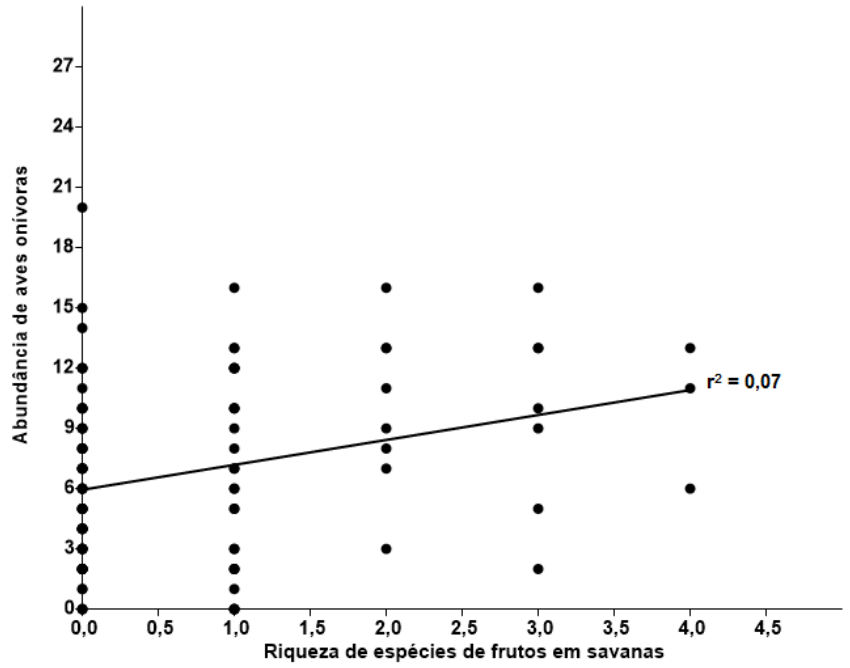

Figura 4: Regressão linear da abundância de aves onívoras e riqueza de espécies de frutos em savanas da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, MS, Brasil.

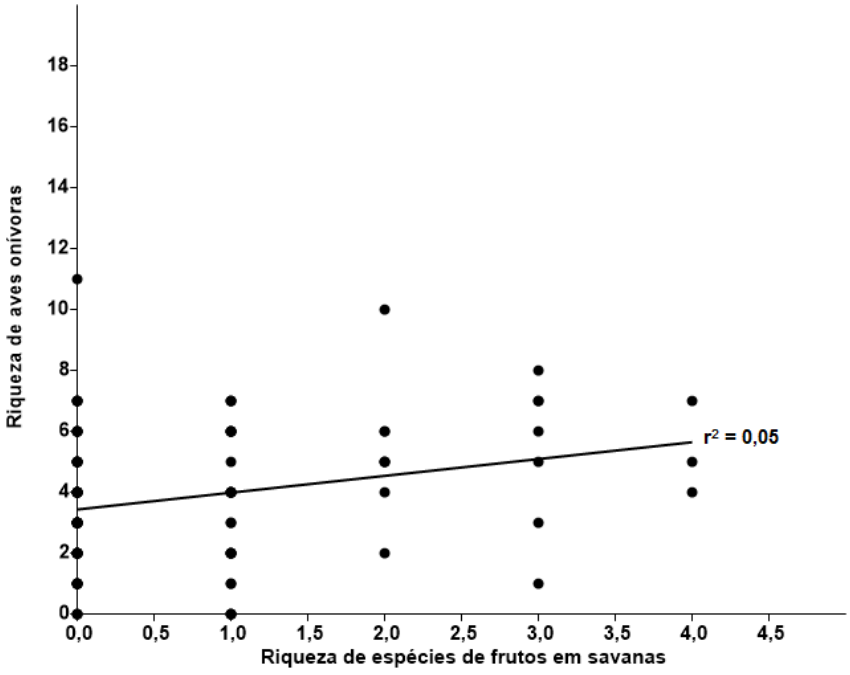

Figura 5: Regressão linear da riqueza de aves onívoras com a riqueza de espécies de frutos em savanas da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, MS, Brasil.

Nos pastos limpos da EM foram obtidos 248 contatos de 27 espécies de aves frugívoras e onívoras. As espécies consumidoras de frutos mais abundantes nestes pastos foram *Tangara sayaca*, *Cacicus haemorrhous*, *Eupsittula aurea*, *Myiodinastes maculatus*, *Tersina viridis*, *Pitangus sulphuratus* e *Pyrrhura devillei*.

Os resultados das análises de regressão demonstraram que não há relação entre a abundância (r^2 = 0,05, p = 0,12, n = 40) e riqueza de espécies (r^2 = - 0,01, p = 0,62, n = 40) de aves frugívoras e onívoras com a riqueza de espécies de frutos nos pastos limpos. Porém, a riqueza de espécies de frutos influenciou a abundância (r^2 = 0,10, p < 0,05, n = 40) de aves onívoras nestas pastagens (Figura 6), embora o mesmo efeito não tenha sido notado sob a riqueza de espécies (r^2 = - 0,002, p = 0,64, n = 40). A abundância (r^2 = 0,02, p = 0,16, n = 40) e riqueza (r^2 = 0,003, p = 0,29, n = 40) de aves frugívoras nos pastos limpos não foram influenciadas pela riqueza de espécies de frutos.

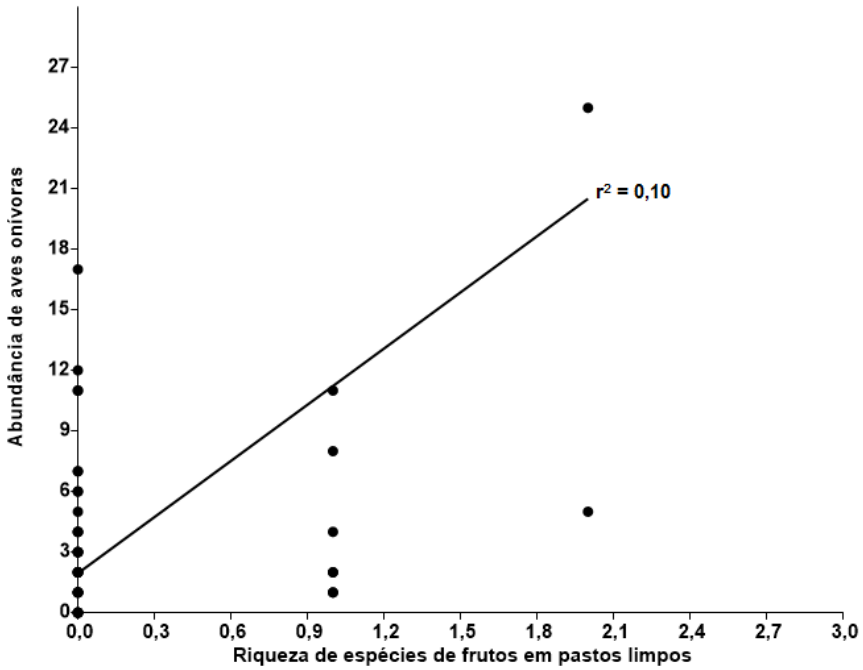

Figura 6: Regressão linear da abundância de aves onívoras com a riqueza de espécies de frutos em pastos limpos da Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, MS, Brasil.

Aves insetívoras e onívoras e a disponibilidade de artrópodes de serapilheira e sub-bosque

Na Tabela 4 estão apresentados os dados quantitativos de riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras de serapilheira e sub-bosque em matas estacionais e savanas (cerradão e cerrado *stricto sensu*), além da riqueza e abundância de artrópodes de serapilheira e sub-bosque nestas fisionomias.

Tabela 4: Riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras de serapilheira e sub-bosque, e disponibilidade de artrópodes na serapilheira e sub-bosque de matas estacionais e savanas (cerradão e cerrado *stricto sensu*) na Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. n = n° de pontos fixos (amostras).

	MATAS ESTACIONAIS n = 49	**SAVANAS n = 57**
Riqueza de aves insetívoras e onívoras de serapilheira	18	13
Abundância de aves insetívoras e onívoras de serapilheira	186	154
Média (±) de riqueza de aves insetívoras e onívoras de serapilheira	2,69 (± 1,54)	2,21 (± 1,37)
Média (±) de abundância de aves insetívoras e onívoras de serapilheira	3,79 (± 2,44)	2,70 (± 1,76)
Média (±) da riqueza de artrópodes de serapilheira	5,48 (± 4,69)	2,45 (± 2,96)
Média (±) da abundância de artrópodes de serapilheira	6,08 (± 5,70)	2,77 (± 3,45)
	MATAS ESTACIONAIS n = 44	**SAVANAS n = 50**
Riqueza de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque	33	30
Abundância de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque	348	331
Média (±) de riqueza de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque	5,18 (± 2,26)	4,70 (± 3,07)
Média (±) de abundância de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque	7,90 (± 3,77)	6,62 (± 4,96)
Média (±) da riqueza de artrópodes de sub-bosque	6,72 (± 2,78)	8,12 (± 3,02)
Média (±) da abundância de artrópodes de sub-bosque	7,81 (± 3,22)	8,94 (± 3,41)

Dentre as espécies que forrageiam em serapilheira as mais abundantes nas florestas estacionais foram *Turdus leucomelas*, *Myiothlypis flaveola*, *Lanio penicillatus* e *Casiornis rufus*. Nas savanas as espécies mais abundantes foram *Turdus leucomelas*, *Casiornis rufus*, *Hemitriccus margaritaceiventer* e *Myiothlypis flaveola* (Tabela 1).

As aves insetívoras e onívoras mais abundantes no sub-bosque e estrato médio das florestas estacionais da EM foram *Basileuterus culicivorus*, *Turdus leucomelas*,

Myiothlypis flaveola, *Hemithraupis guira*, *Sirystes sibilator* e *Lanio penicillatus*. Dentre as aves insetívoras e onívoras que forrageiam na folhagem do sub-bosque das savanas as mais abundantes foram *Hemithraupis guira*, *Turdus leucomelas*, *Casiornis rufus*, *Myiarchus tyrannulus*, *Sirystes sibilator* e *Hemitriccus margaritaceiventer* (Tabela 1).

As variáveis independentes abundância e riqueza de artrópodes de serapilheira estiveram correlacionadas, tanto em florestas estacionais ($r = 0,98$, $p < 0,0001$, $n = 49$) quanto nas savanas ($r = 0,98$, $p < 0,0001$, $n = 57$). A abundância e riqueza de artrópodes de sub-bosque também estiveram correlacionadas nas florestas estacionais ($r = 0,92$, $p < 0,0001$, $n = 44$) e savanas ($r = 0,92$, $p < 0,0001$, $n = 50$). Desta forma, somente a abundância de artrópodes de serapilheira e sub-bosque foi utilizada nas análises de regressão.

A abundância de artrópodes de serapilheira não influenciou a riqueza ($r^2 = - 0,01$, $p = 0,70$, $n = 49$) e abundância ($r^2 = - 0,002$, $p = 0,64$, $n = 49$) de aves insetívoras e onívoras que caçam artrópodes na serapilheira de florestas estacionais. Da mesma forma, a riqueza ($r^2 = - 0,01$, $p = 0,91$, $n = 57$) e abundância ($r^2 = - 0,01$, $p = 0,96$, $n = 57$) de aves que caçam artrópodes na serapilheira das savanas também não foram influenciadas pela abundância de artrópodes de serapilheira.

A riqueza ($r^2 = - 0,02$, $p = 0,85$, $n = 44$) e abundância ($r^2 = - 0,02$, $p = 0,74$, $n = 44$) de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque não foram influenciadas pela abundância de artrópodes de sub-bosque nas florestas estacionais da EM. Da mesma forma, a abundância de artrópodes não influenciou a riqueza ($r^2 = - 0,004$, $p = 0,62$, $n = 50$) e abundância ($r^2 = - 0,01$, $p = 0,60$, $n = 50$) de aves insetívoras e onívoras que caçam artrópodes na folhagem de arbustos e no estrato médio das savanas.

4. DISCUSSÃO

Aves frugívoras e onívoras e a disponibilidade de frutos ornitocóricos

A variabilidade temporal e espacial na disponibilidade de frutos é muito comum na maioria dos ambientes naturais (Levey 1988). Na EM a disponibilidade de frutos também é muito heterogênea (obs. pess.), como é de se esperar em ambientes sujeitos a forte sazonalidade e com diferentes tipos de formações florestais, savânicas e abertas (Batalha & Mantovani 2000; Batalha & Martins 2004; Reys *et al.* 2005).

Desta forma, espera-se que existam variações espaciais na riqueza e abundância de aves consumidoras de frutos na EM, como resposta às variações espaciais na disponibilidade destes recursos. Além disso, espera-se que espécies que consomem recursos vegetais, como as aves frugívoras, sejam diretamente influenciadas pela distribuição e abundância de frutos (Rice *et al.* 1983). Burns (2002), por exemplo, demonstrou a consistência geográfica nos padrões de variação na abundância de frutos e aves frugívoras, apontando diversos estudos que demonstraram este padrão em diferentes regiões do mundo. Neste sentido, muitos estudos concluíram que quando os recursos alimentares estão distribuídos de maneira heterogênea, as aves podem selecionar habitats com maior abundância de recursos (Rice *et al.* 1983; Herrera 1984; Martin 1985b; Martin & Karr 1986; Levey 1988; Loiselle & Blake 1993; Rey 1995; Moegenburg & Levey 2003; Gleditsch & Carlo 2010) e mesmo se deslocar para outras áreas quando os frutos tornam-se escassos (Loiselle & Blake 1991; Levey & Stiles 1992).

Neste estudo foi demonstrado que as áreas de savanas e pastos limpos da EM que apresentaram maior riqueza de espécies de frutos também apresentaram maior

riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras. Muitas aves consumidoras de frutos podem ser especializadas ou ter preferências por determinados tipos de frutos. Assim, quanto maior a diversidade de frutos em uma dada área, maior a variabilidade destes quanto ao tamanho, cor e disposição espacial nas plantas, por exemplo. Esta maior variedade de tipos de frutos em teoria permite que uma maior diversidade de espécies de aves com tamanhos e comportamentos alimentares diferentes forrageie nestas áreas. Desta forma, áreas com maior diversidade de frutos ornitocóricos podem apresentar maior riqueza de aves frugívoras (Kissling *et al.* 2007).

Por outro lado, nas florestas estacionais da EM não houve relação entre a riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras com a disponibilidade de frutos. Este resultado pode ser explicado por dois fatores principais. Primeiramente, outras variáveis ambientais podem ser mais importantes para determinar a distribuição e abundância das aves frugívoras e onívoras nas florestas da EM, como a estrutura da vegetação, composição de espécies vegetais (Faria *et al.* 2006; Jankowski *et al.* 2012) e mesmo a disponibilidade de locais de abrigo, nidificação e forrageamento (Robinson & Holmes 1984). Além disso, variáveis ambientais analisadas conjuntamente podem determinar melhor a distribuição e abundância das espécies de aves. A estrutura da vegetação, analisada conjuntamente com a composição de espécies de plantas e a disponibilidade de frutos, certamente explica melhor a distribuição e abundância das aves consumidoras de frutos em uma determinada área (Hasui *et al*. 2007).

Um segundo fator que pode ser apontado é a escala espacial deste estudo, que pode não ter sido adequada para explicar a influência da disponibilidade de frutos sob as espécies de aves frugívoras e onívoras das florestas da EM. Muitas destas espécies têm grande tamanho corporal e/ou vivem em grandes grupos sociais, tendo ampla capacidade de movimentação por territórios relativamente extensos, fazendo com que

suas associações com características do habitat sejam fracas ou difíceis de perceber (Herrera 1985; Jayapal *et al*. 2009). Muitas aves frugívoras e onívoras inclusive utilizam todo o gradiente de florestas, savanas e pastagens da EM (ver Capítulos 1 e 2), e assim a disponibilidade de frutos em apenas um tipo de habitat pode não influenciar tão fortemente a abundância e distribuição local destas espécies. As espécies frugívoras e onívoras mais comuns nas florestas da EM fazem parte deste grupo, como *Turdus leucomelas*, *Pyrrhura devillei*, *Cacicus haemorrhous* e *Cyanocorax cyanomelas*, por exemplo.

Frutos ornitocóricos também foram distribuídos de forma mais homogênea nas florestas estacionais da EM, tendo sido encontrados em 65% das amostras disponíveis nestes ambientes. Nas savanas eles foram encontrados em menos da metade das amostras e nos pastos limpos em 20% das amostras. Desta forma, os frutos ornitocóricos aparentemente são recursos alimentares distribuídos mais esparsamente nas savanas e pastagens da EM. Assim, as aves que consomem frutos nestas áreas poderiam estar mais ligadas aos locais onde ocorrem estes frutos, ao contrário das aves que ocorrem em florestas, que poderiam selecionar locais em função de outros fatores ambientais, já que frutos são recursos mais bem distribuídos nestas áreas.

A conservação de aves frugívoras é de extrema importância para a manutenção e recuperação dos ecossistemas naturais, já que elas atuam como dispersoras de sementes ajudando na reprodução e preservação de muitas espécies de plantas (Levey 1988; Silva *et al.* 1996; Pizo 2001). Entender como a disponibilidade de frutos determina a abundância e distribuição de aves frugívoras é importante para a conservação destas espécies, em especial para aquelas mais raras e sensíveis às perturbações ambientais, notadamente aves frugívoras florestais de grande porte que precisam de grandes áreas de vegetação nativa e grande quantidade de frutos para sobreviver (Willis 1979; Price *et*

al. 1999). A redução e fragmentação de habitats naturais causam perda de biodiversidade (Laurance & Vasconcelos 2009), incluindo muitas plantas com frutos ornitocóricos (Tabarelli *et al.* 1999), e isso certamente afeta a manutenção de comunidades de aves frugívoras e onívoras que dependem em maior ou menor grau da presença e abundância de frutos.

Algumas medidas podem ser tomadas visando à conservação de aves frugívoras em ambientes perturbados. Na EM, por exemplo, a criação de gado em sistema silvo-pastoril permite o uso das pastagens por muitas espécies de aves frugívoras e onívoras, uma vez que diferentes espécies de árvores, muitas das quais frutíferas, são mantidas em meio às pastagens. Este é o caso da capororoca (*Rapanea guianensis*, Myrsinaceae), espécie comum nas manchas de cerrado *stricto sensu* e frequentemente mantida nas pastagens da EM, pertencente a um gênero de plantas reconhecidamente importante para a dieta das aves (Pineschi 1990; Francisco & Galetti 2001; Pascotto 2007). A manutenção destas árvores nas pastagens aumenta a área de forrageamento e a disponibilidade de frutos para muitas espécies de aves, e certamente facilita a movimentação de muitas espécies entre os fragmentos de vegetação nativa da EM.

Aves insetívoras e onívoras e a disponibilidade de artrópodes de serapilheira e sub-bosque

A disponibilidade de artrópodes é um importante fator para a distribuição e abundância de aves insetívoras em diferentes escalas espaciais e temporais (Blake & Hoppes 1986; Develey & Peres 2000; Johnson & Sherry 2001; Iwata *et al.* 2003; Jones *et al*. 2003; Holmes *et al.* 2011). Entretanto, muitos estudos demonstraram que nem sempre existe esta relação (Folse 1982; Karr & Brawn 1990; Sekercioglu *et al*. 2002;

Atkinson *et al.* 2005; Champlin *et al.* 2009), evidenciando que ainda não há consenso sobre a influência da abundância de artrópodes sobre a abundância e distribuição de aves insetívoras. Em uma floresta do Panamá, por exemplo, a abundância de algumas aves insetívoras que forrageiam no solo está positivamente correlacionada com a abundância de artrópodes de serapilheira, enquanto a abundância de aves insetívoras que forrageiam na folhagem do sub-bosque não está relacionada com a abundância de artrópodes nestes micro-habitats (Karr & Brawn 1990).

Nas florestas e savanas da EM a abundância e riqueza de aves insetívoras e onívoras que se alimentam de artrópodes de serapilheira não estão relacionadas com as variações espaciais na abundância destes artrópodes. Da mesma forma, a abundância e riqueza de aves insetívoras e onívoras de sub-bosque também não estão relacionadas com a disponibilidade de artrópodes de sub-bosque nestas florestas e savanas.

A ausência de relação entre a riqueza e abundância de aves insetívoras com a abundância de artrópodes na EM pode ser explicada por diferentes fatores. Primeiramente, em um estudo realizado com a comunidade de artrópodes da EM, não foram encontradas diferenças de riqueza e abundância destes animais entre os diferentes tipos de florestas e savanas (Olivier *et al*. 2014). Desta forma, com o recurso alimentar distribuído de maneira relativamente homogênea nestes habitats, as espécies de aves insetívoras podem selecionar áreas em função de outras variáveis ambientais.

Dentre estas variáveis estão a composição e a estrutura da vegetação (Cueto & De Casenave 2000; Jankowski *et al.* 2012). Diversos estudos têm demonstrado que características estruturais da vegetação, como densidade e abundância de serapilheira e sub-bosque, densidade e altura de árvores, cobertura do dossel, entre outros fatores, têm papel fundamental para a abundância e distribuição destas aves (Terborgh 1985; Cueto & De Casenave 2000; Faria *et al.* 2006; Ding *et al*. 2008; Jayapal *et al.* 2009; Jankowski

et al. 2012). A composição de espécies vegetais também exerce influência sobre as aves insetívoras, uma vez que promove variações na produtividade primária e em relações bióticas diretas, afetando as guildas ecológicas em diferentes caminhos (Cueto & De Casenave 2000; Jankowski *et al.* 2012). Assim, tanto a composição quanto a estrutura da vegetação, são muito importantes para as aves insetívoras por que podem estar ligadas a diferentes aspectos da história natural destas aves, dentre as quais à escolha de micro-habitats de suas presas, uma vez que a maioria dos insetos é altamente específica na escolha de micro-habitats, que por sua vez são determinados principalmente pela composição e estrutura da vegetação (Holmes *et al.* 1979; Gunnarsson 1990; O' Connor 1991).

A estrutura da vegetação pode também atuar conjuntamente com a disponibilidade de recursos alimentares na determinação da abundância e distribuição de guildas tróficas específicas. Aves insetívoras de solo e sub-bosque, por exemplo, normalmente são menos abundantes em maiores altitudes (Terborgh 1971; Blake & Loiselle 2000), o que pode ser explicado tanto pela menor complexidade da vegetação quanto pela redução na abundância e tamanho corporal de artrópodes em maiores altitudes (Janes 1994). Espécies de aves seguidoras de formigas de correição também são mais abundantes e diversas em menores elevações (Blake & Loiselle 2000), já que as próprias formigas também parecem ser mais comuns em menores altitudes (Olson 1994).

Outro ponto importante a ser considerado é que os artrópodes amostrados neste estudo podem não ser presas importantes para muitas aves insetívoras e onívoras registradas na área. Desta forma, é possível que os dados sobre a abundância de artrópodes das florestas e savanas da EM não representem verdadeiramente a disponibilidade de alimento para as aves insetívoras e onívoras destas áreas (Karr &

Brawn 1990; Hutto 1990). Segundo Holmes & Schultz (1988), a disponibilidade de alimento não pode ser determinada apenas pela quantificação da abundância de presas potenciais e também deve ser determinada separadamente para cada espécie de ave. Isto por que há grande variação no tamanho e na diversidade de artrópodes e também quanto ao comportamento de forrageio das espécies de aves, determinando quais espécies de artrópodes são presas para quais espécies de aves. Assim, a seleção de aves e insetos que reconhecidamente interagem em uma relação predador-presa é a melhor forma de tentar estabelecer relações entre a abundância de consumidores e seus recursos, abordagem já utilizada em alguns estudos (Johnson & Sherry 2001; Jones *et al*. 2003; Holmes *et al.* 2011).

Os resultados deste estudo também podem ter sido influenciados pelo comportamento territorial e de movimentação das diferentes espécies de aves insetívoras e onívoras da EM. Muitas espécies de aves que se alimentam de artrópodes na serapilheira e sub-bosque das florestas e savanas da EM apresentam pequeno tamanho corporal e comportamento fortemente territorialista, como por exemplo, *Hemitriccus margaritaceiventer*, *Casiornis rufus*, *Basileuterus culicivorus* e *Myiothlypis flaveola*. Estas espécies provavelmente ocupam territórios relativamente pequenos e estáveis, como já demonstrado para *Myiothlypis flaveola* (Duca & Marini 2005), e muitas delas, principalmente as mais florestais, também apresentam baixa capacidade de forragear em habitats abertos (Bierregaard & Lovejoy 1989; Stouffer & Bierregaard 1995; Canaday 1997; Marini 2001; Sekercioglu *et al.* 2002; Martensen *et al.* 2008). Isso faz com que estas aves tenham pouca capacidade de se locomover e explorar amplas áreas de habitat, tornando-se relativamente restritas e fiéis aos seus territórios. Assim, a competição por território e a capacidade restrita de movimentação podem fazer com que estas aves não reconheçam e respondam tão fortemente às variações espaciais na

disponibilidade de artrópodes nas savanas e florestas da EM. Johnson & Sherry (2001), por exemplo, estudando aves insetívoras migratórias em diferentes habitats da Jamaica, encontraram evidências de que as espécies com comportamento territorial mais destacado respondiam menos às variações na disponibilidade de artrópodes, enquanto as espécies que se locomoviam mais amplamente pela paisagem apresentavam respostas mais fortes às mesmas variações na abundância de alimento.

Além disso, levanta-se a hipótese de que a competição intra e interespecífica entre as aves insetívoras podem influenciar suas relações com a disponibilidade de artrópodes. O comportamento territorial de algumas espécies de aves insetívoras de serapilheira e sub-bosque pode interferir nos padrões locais de abundância e distribuição de outras espécies insetívoras. Ao defender seu território excluindo competidores, uma dada espécie de ave insetívora interfere diretamente na distribuição de outras espécies e de outros indivíduos de sua própria espécie. Assim, áreas com maior disponibilidade de artrópodes podem não ter maior abundância e riqueza de aves insetívoras devido a influência da territorialidade de algumas espécies sobre a distribuição e abundância de indivíduos e espécies competidoras.

Finalmente, deve ser destacado que a maioria dos estudos que demonstraram relações entre a abundância de aves insetívoras com a disponibilidade de insetos enfocou espécies de aves migratórias em regiões temperadas e subtropicais (Jones *et al.* 1996; Jones *et al.* 2003; Holmes 2011). Desta forma, as relações entre a disponibilidade de artrópodes e abundância de aves insetívoras têm sido pouco abordadas nas savanas e florestas de regiões tropicais, embora este tema seja de grande importância para a conservação das aves.

Conclusões

Os resultados obtidos neste estudo demonstraram que a disponibilidade de frutos é um importante fator para determinar variações locais na riqueza e abundância de aves frugívoras e onívoras, ao menos nas savanas e pastos limpos da EM. Por outro lado, neste estudo não encontramos relação entre a riqueza e abundância de aves insetívoras e onívoras com a disponibilidade de artrópodes de serapilheira e sub-bosque.

Estes resultados demonstram que o papel da disponibilidade de alimento na estruturação de comunidades de aves, inclusive em escala local, deve ser avaliado com cautela, pois diferentes espécies de aves e diferentes grupos tróficos parecem responder de forma muito variável à disponibilidade de alimento. Além disso, a relação entre as aves e seus recursos alimentares também pode variar em diferentes tipos de habitat. Neste estudo, a riqueza de frutos explicou variações na riqueza e abundância de aves frugívoras nas savanas e ao menos parcialmente nas pastagens, porém esta mesma relação não foi encontrada nas florestas da EM.

De qualquer maneira, a disponibilidade de frutos, ao influenciar ao menos em parte as comunidades de aves frugívoras e onívoras, torna-se um importante fator para a conservação destas aves (Kissling *et al.* 2007). Embora neste estudo não tenha sido encontrada relação entre as aves insetívoras e onívoras com a abundância de artrópodes, em muitos outros estudos esta relação foi apontada (Jones *et al*. 2003; Holmes *et al.* 2011), demonstrando que a abundância de artrópodes também pode influenciar a conservação das aves que os consomem.

Diferentes fatores de impacto ambiental, em especial a perda e fragmentação de habitats naturais, podem provocar efeitos negativos sobre a disponibilidade de plantas com frutos ornitocóricos (Tabarelli *et al.* 1999) e artrópodes (Zanette *et al.* 2000).

Assim, a conservação de comunidades íntegras de aves que consomem frutos e artrópodes depende também da manutenção de grandes áreas de vegetação nativa que possam oferecer estes recursos em quantidade, tanto espacial quanto temporalmente.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANJOS, L.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; SERAFINI, P. P.; LOPES, E. V.; BOÇON, R.; SILVA, E. S. & M. V. BISHEIMER. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. Em: **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento** (S. VON MATTER et al., Editores). Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ. Páginas: 61-76.

ATKINSON, P. W.; FULLER, R. J.; VICKERY, J. A.; CONWAY, G. J.; TALLOWIN, J. R. B.; SMITH, R. E. N.; HAYSOM, K. A.; INGS, T. C.; ASTERAKI, E. J. & V. K. BROWN. 2005. Influences of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. **Journal of Applied Ecology.** 42: 932-942.

BATALHA, M. A. & W. MANTOVANI. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pe-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia**. 60 (1): 129-145.

BATALHA, M. A. & F. R. MARTINS. 2004. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park. **Australian Journal of Botany**. 52 (2): 149-161.

BIERREGAARD JR., R. O. & T. E. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazônica.** 19: 215-241.

BLAKE, J. G. & W. G. HOPPES. 1986. Influence of resource abundance on use of tree-fall gaps by birds in an isolated woodlot. **The Auk.** 103: 328-340.

BLAKE, J. G. & B. A. LOISELLE. 1991. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. **Auk**. 108: 114-130.

BLAKE, J. G. & B. A. LOISELLE. 2000. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. **The Auk**. 117 (3): 663-686.

BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A.; MOERMOND, T. C.; LEVEY, D. J. & J. S. DENSLOW. 1990. Quantifying abundance of fruits for birds in tropical habitas. **Studies in Avian Biology.** 13: 73-79.

BRASIL. 1997. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP / Projeto Pantanal. Brasília: Programa Nacional de Meio Ambiente.** PNMA, vol. 3: 50-60.

BURNS, K. C. 2002. Seed dispersal facilitation and geographic consistency in bird-fruit abundance patterns. **Global Ecology & Biogeography.** 11: 253-259.

CANADAY, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. **Biological Conservation.** 77: 63-77.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos) 2014. **Lista das aves do Brasil.** Disponível em: http://www.cbro.org.br. Acesso em 15 de abril de 2014.

CHAMPLIN, T. B.; KILGO, J. C. & C. E. MOORMAN. 2009. Food abundance does not determine bird use of early-successional habitat. **Ecology.** 90: 1586–1594.

CHAPMAN, C. A.; WRANGHAM, R. & L. J. CHAPMAN. 1994. Indices of habitat wide fruit abundance in tropical forests. **Biotropica**. 26: 160-171.

COOPER. R. J. & R. C. WHITMORE. 1990. Arthropod sampling methods in ornithology. **Studies in Avian Biology.** 13: 29-37.

CUETO, V. R. & J. L. DE CASENAVE. 2000. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. **Wilson Bulletin.** 112: 395-402.

DEVELEY, P. F. 2004. Métodos para estudos com aves. Em: **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre** (L. CULLEN et al., Editores.). Editora Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Paraná. Páginas: 153-168.

DEVELEY, P. F. & C. A. PERES. 2000. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. 16: 33-53.

DING, T. S.; LIAO, H. C. & H. W. YUAN. 2008. Breeding bird community composition in different successional vegetation in the montane coniferous forests zone of Taiwan. **Forest Ecology and Management.** 255: 2038-2048.

DUCA, C. & M. A. MARINI. 2005. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in Southeastern Brazil. **Lundiana.** 6 (1): 29-33.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J. & M. CETRA. 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation.** 15: 587-612.

FRANCISCO, M. R. & M. GALETTI. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes em *Rapanea lancifolia* (Myrcinaceae) por aves em uma área de Cerrado no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Ararajuba.** 9 (1): 13-19.

FOLSE, L. J. 1982. An analysis of avifauna-resource relationships oh the Serengeti plains. **Ecological Monographs.** 52: 111-127.

GALETTI, M.; PIZO, M. A. & P. C. MORELLATO. 2004. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. Em: **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. (L. CULLEN et al., editores). Editora da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Paraná. 395-422.

GLEDITSCH, J. M. & T. A. CARLO. 2010. Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. **Diversity and Distributions.** 1-10.

GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. **Journal of Animal Ecology.** 59: 743-752.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & P. D. RYAN. 2001. **PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis.** Paleontologia Electronica 4(1): 9 páginas.

HASUI, É.; GOMES, V. S. M. & W. R. SILVA. 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rainforest. **Biotropica.** 39: 502-509.

HERRERA, C. M. 1984. A study of avian frugivores, bird dispersed plants, and their interaction in Mediterranean scrublands. **Ecological Monographs**. 54: 1-23.

HERRERA, C. M. 1985. Habitat-consumer interactions in frugivorous birds. Em: **Habitat selection in birds.** (M. L. CODY, editor) Academic Press, London, New York. 341-365.

HOLMES, R. T. 2011. Avian population and community processes in forest ecosystems: Long-term research in the Hubbard Brook Experimental Forest. **Forest Ecology and Management.** 262: 20-32.

HOLMES, R. T. & J. C. SCHULTZ. 1988. Food availability for forest birds: effects of prey distribution and abundance on bird foraging. **Canadian Journal of Zoology.** 66: 720-728.

HOLMES, R. T.; BONNEY JR., R. E. & S W. PACALA. 1979. Guild structure of the Hubbard Brook Bird Community: a multivariate approach. **Ecology.** 60 (3): 512-520.

HUTTO, R. L. 1990. Measuring the availability of food resources. **Studies in Avian Biology.** 13: 20-28.

IWATA, T.; NAKANO, S. & M. MURAKAMI. 2003. Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests. **Ecography.** 26: 325-337.

JANES, S. W. 1994. Variation in the species composition and mean body size of an avian foliage-gleaning guild along an elevational gradient: Correlation with arthropod body size. **Oecologia**. 98: 369-378.

JANKOWSKI, J. E.; MERKORD, C. L.; RIOS, W. F.; CABRERA, K. G.; REVILLA, N. S. & M. R. SILMAN. 2012. The relantionship of tropical bird communities to tree species composition and vegetation structure along an Andean elevational gradient. **Journal of Biogeography.** 1-13.

JAYAPAL, R.; QURESHI Q. & R. CHELLAM. 2009. Importance of forest structure versus floristics to composition of avian assemblages in tropical deciduous forests of Central Highlands, India. **Forest Ecology and Management.** 257: 2287-2295.

JOHNSON, M. D. & T. W. SHERRY. 2001. Effects of food availability on the distribution of migratory warblers among habitats in Jamaica. **Journal of Animal Ecology.** 70: 546-560.

JONES, P.; VICKERY, J.; HOLT, S. & W. CRESSWELL. 1996. A preliminary assessment of some factors influencing the density and distribution of palearctic passerine migrants wintering in the Sahel zone of West Africa. **Bird Study.** 43: 73–84.

JONES, J.; DORAN, P. J. & R. T. HOLMES. 2003. Climate and food synchronize regional forest bird abundances. **Ecology.** 84 (11): 3024-3032.

KARR, J. R. & J. D. BRAWN. 1990. Food resources of understory birds in Central Panama: quantification and effects on avian populations. **Studies in Avian Biology.** 13: 58-64.

KARR, J. R.; ROBINSON, S. K.; BLAKE, J. G. & R. O. BIERREGAARD. 1990. Birds of four neotropical rainforests. Em: **Four Neotropical Rainforests.** (A. H. GENTRY, editor). Yale University Press, New Haven. Páginas: 237-268.

KISSLING, W. D.; RAHBEK, C. & K. BOHNING-GAESE. 2007. Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. **Proceedings of the Royal Society B**. 274: 799-808.

LAURANCE, W. F. & H. L. VASCONCELOS. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**. 13 (3): 434-451.

LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 1998. **Numerical ecology.** 2˚edição. Elsevier Science, BV, Amsterdam. xv + 853 pages.

LEVEY, D. J. 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs.** 58: 251-269.

LEVEY, D. J. & F G. STILES. 1992. Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. **American Naturalist**. 140: 447-476.

LOISELLE, B. A. & J. G. BLAKE. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. **Ecology.** 72 (1): 180-193.

LOISELLE, B. A. & J. G. BLAKE. 1993. Spatial distribution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in Neotropical lowland wet forest. **Vegetatio.** 107/108: 177–189.

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

MARINI, M. A. & F. I. GARCIA. 2005. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade.** 1 (1): 95-102.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G. & J. P. METZGER. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation.** 141: 2184-2192.

MARTIN, T. E. 1985a. Selection of second growth woodlands by frugivorous migrants birds in Panama: an effect of fruit size and plant density? **Journal of Tropical Ecology**. 1: 157- 170.

MARTIN, T E. 1985b. Resource selection by tropical frugivorous birds: integrating multiple interactions. **Oecologia (Berlin)**. 66: 563-573.

MARTIN, T E. & J. R. KARR. 1986. Patch utilization by migrating birds: resource oriented? **Ornis Scandinavica**. 17: 165-174.

MINNS, J. C.; BUZZETTI, D. R. C.; ALBANO, C. G.; WHITTAKER, A.; GROSSET, A. E. & R. PARRINI. 2009. **Birds of Brazil/Aves do Brasil.** DVD-ROM. Avis Brasilis Editora, Vinhedo, SP.

MOEGENBURG, S. M. & D. J. LEVEY. 2003. Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short-term responses. **Ecology**. 84 (10): 2600-2612.

MOTTA-JÚNIOR, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**. 1: 65-71.

O'CONNOR, N. A. 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. **Oecologia.** 85: 504-512.

OLIVIER, R. S.; ARANDA, R.; GODOI, M. N. & G. GRACIOLLI (2014). Effects of environmental heterogeneity on the composition of insect trophic guilds. **Applied Ecology and Environmental Research.** 12 (1): 209-220.

OLSON, D. M. 1994. The distribution of leaf litter invertebrates along a Neotropical altitudinal gradient. **Journal of Tropical Ecology**. 10: 129-150.

PASCOTTO, M. C. 2007. *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav) Mez (Myrsinaceae) como uma importante fonte alimentar para as aves em uma mata de galeria no interior do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia.** 24 (3): 735-741.

PINESCHI. R. B. 1990. Aves como dispersoras de sete espécies de Rapanea (Myrsinaceae) no Maciço do Itatiaia, Estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. **Ararajuba.** 1: 73-78.

PIZO, M. A. 2001. A conservação das aves frugívoras. Em: **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias.** (J. L. B. ALBUQUERQUE et al., Editores.). Editora Unisul, Tubarão, SC. Páginas: 49-59.

POTT, A. & V. J. POTT. 2003. Espécies de fragmentos florestais em Mato Grosso do Sul. Em: **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região centro oeste.** (R. B. D. COSTA, editor). UCDB, Campo Grande, MS: 26-52.

PRICE, O. F.; WOINARSKI, J. C. Z. & D. ROBINSON. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. **Biological Conservation.** 91: 169-180.

RAGUSA-NETO, J. 2007. Nectar, fleshy fruits and the abundance of parrots at a gallery forest in the Pantanal (Brazil). **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. 42: 93-99.

REY, P. J. 1995. Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards. **Ecology.** 76:1625–1635.

REYS, P.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C. & J. SABINO. 2005. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no rio Formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica.** 5 (2): 1-10.

RICE, J.; OHMART, R. D. & B. W. ANDERSON. 1983. Habitat selection attributes of an avian community: a discriminant analysis approach. **Ecological Monographs.** 53: 263–290.

ROBINSON, S. K. & R. T. HOLMES. 1984. Effects of plant species and foliage structure on the foraging behaviour of forest birds. **The Auk.** 101: 672–684.

ROSENBERG, K. V. 1990. Dead-leaf foraging specialization in tropical forest birds: measuring resource availability and use. **Studies in Avian Biology**. 13: 360-368.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D. & R. F. SANDI. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Science oh the United States of America.** 99: 263–267.

SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira.** Editora Nova Fronteira S. A., Rio de Janeiro – RJ. 863 páginas.

SIGRIST, T. 2007. **Guia de Campo: Aves do Brasil Oriental.** 1° Edição. Volume 1. São Paulo – SP. 448 páginas.

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

STOUFFER, P. C. & R. O. JR. BIERREGAARD. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**. 76: 2429-2445.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. & C. A. PERES. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**. 91: 119-127.

TERBORGH, J. 1971. Distribution on environmental gradients: Theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. **Ecology**. 52: 23-40.

TERBORGH, J. 1985. Habitat selection in Amazonian birds. Em: **Habitat selection in birds.** (M. L. CODY, editor). Academic Press, New York. 311-338.

VAN PERLO, B. 2009. **A field guide to the Birds of Brazil.** Oxford University Press. 465 páginas.

VIELLIARD, J. M. E. & ALMEIDA, M. E. C.; ANJOS, L. & W. R. SILVA. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). Em: **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento** (S. VON MATTER et al., Editores.). Technical Books Editora. Rio de Janeiro, RJ. Páginas: 45-60.

WAQUIL J. M. 1997. Amostragem e abundância de cigarrinhas e danos de *Dalbulus maidis* (DeLong & Wolcott) (Homoptera: Cicadellidae) em plântulas de milho. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**. 26: 27-33.

WILLIS, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlands in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia.** 33: 1–25.

WOLDA, H. 1990. Food availability for an insectivore and how to measure it. **Studies in Avian Biology.** 13: 38-43.

ZANETTE, L.; DOYLE P. & S. M. TRÉMONT. 2000. Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. **Ecology.** 81: 1654–1666.