



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

Efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades de aves no Planalto da Bodoquena,

Mato Grosso do Sul

Guilherme Dalponti



**Efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades de aves no Planalto da Bodoquena,
Mato Grosso do Sul**

Guilherme Dalponti

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientadora: Andréa Cardoso de Araujo

Co-orientador: Rudi Ricardo Laps

Banca avaliadora

Dr. _____ [endereço institucional]

Fui criado no mato e aprendi a gostar
das coisinhas do chão -
Antes que das coisas celestiais

Manoel de Barros

Agradeço primeiramente à minha família, meus pais Claudemir e Ana, pelo amor e apoio incondicionais. Minha irmã Clari que sempre me incentivou e apoiou. E agora gerou uma nova alegria para nossa família, o Gustavo. Amo-vos

À minha namorada Ellen, pelo companheirismo e pela alegria que me proporciona, além de ser uma ótima assistente de campo, dividindo os carrapatos . Impossível ficar triste quando você está comigo. Te amo.

Aos Meus amigos com quem tenho morado durante este período do mestrado: Rafa, Elaine, Suzi e Darlene. Tem sido um aprendizado viver com vocês.

Ao Exército da Libertação da Natureza: Rogério, Tiago, Nerso, Manú, Felipex, Vandereco, Bhreno (brimo), Paulo Robson, Laine e Gabriel (baiano). Esses ecólogos malucos, e nossa agregada, minha prima e comadre Elaine, pelas conversas e horas de descontração que também ajudaram em minha formação.

Aos meus orientadores Andréa e Rudi. Pelos exemplos profissionais e pessoais e pela oportunidade de desenvolver o projeto.

Ao pessoal do PPGEC, pelas discussões acaloradas, pela companhia na hora do café e pela solicitude quando a escrita e as análises empacavam.

Ao professor Luiz Gustavo, pela ajuda nas análises e nas discussões.

Ao Rudi, Clau, Limão e Alessandro pela ajuda nas identificações de vocalizações duvidosas

Aos proprietários e funcionários das fazendas onde fiquei hospedado, Sr° Carlos, Dona Silvana, Sr° Nivaldo, Dona Rose, equipe da estância Mimosa, "Dinga", "Mocotó" e O Sr° Geraldo "Mineiro". Também aos funcionários e brigadistas do ICMBIO. Fiquei muito grato e feliz pelo apoio e boas-vindas que recebi em todos os locais.

A todos e todas que me ajudaram em campo, Rafael, Kátia, Nathália, Poli e Vanessa.

Aos motoristas/relações públicas Almir e Jorge.

À CAPES pelo apoio financeiro por meio da bolsa concedida.

Ao PPGEC e ao ICMBIO pelo apoio logístico.

Índice

Lista de Figuras	2
Lista de Tabelas	3
Resumo	4
Introdução	6
Métodos	9
<i>Área de estudo</i>	<i>9</i>
<i>Área amostral e análise da paisagem.....</i>	<i>10</i>
<i>Coleta de dados</i>	<i>11</i>
<i>Análises Estatísticas</i>	<i>11</i>
Resultados	12
Discussão	20
<i>Estrutura da comunidade.....</i>	<i>20</i>
<i>Similaridade entre as comunidades.....</i>	<i>20</i>
<i>Configuração da paisagem.....</i>	<i>21</i>
<i>Efeitos de área e isolamento e estrutura do hábitat sobre a comunidade de aves.....</i>	<i>22</i>
<i>Considerações sobre a conservação.....</i>	<i>24</i>
Conclusões	24
Referências	25

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Localização geográfica do Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil (Adaptado de Sallun Filho et al 2009).	10
Figura 2 Proporções das guildas alimentares comunidades de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul ("ins_sub" = insetívoros de sub-bosque e "ins_dos" = insetívoros de dossel).	12
Figura 3 Índice pontual de abundância pelo número de espécies de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.	13
Figura 4 Boxplot da riqueza de espécies de aves, no PARNA Serra da Bodoquena (Pq) e nos fragmentos estudados representados em ordem decrescente de área (Car > Sgd > Pit > Mim > Cam > Spq), no Planalto da Bodoquena Mato Grosso do Sul.	13
Figura 5 Boxplot da riqueza de espécies nas guildas alimentares, no PARNA Serra da Bodoquena (Pq) e nos fragmentos estudados em ordem decrescente de área (Car > Sgd > Pit > Mim > Cam > Spq) no Planalto da Bodoquena Mato Grosso do Sul. (Legenda: "ins_sub" = insetívoros de sub-bosque, "ins_dos" = insetívoros de dossel e "esc" = escaladores de tronco.	14
Figura 6 Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) mostrando o agrupamento dos pontos de amostragem. Os vértices dos polígonos correspondem aos locais de amostra dentro de um mesmo fragmento, ou na área do PARNA Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul	15
Figura 7 Agrupamento das áreas amostradas segundo as medidas de β diversidade: β SIM = componente de "turnover" β NES = componente de aninhamento e β SOR = diversidade beta total das áreas, com base nas espécies de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.	15
Figura 8 Análise de Coordenadas Principais (PCOA) mostrando os pontos amostrais (círculos) relacionados com os eixos. As espécies representadas nos gráficos são as que estiveram correlacionados com os eixos da PCOA (valores de correlação de Pearson > 0,5).	17
Figura 9 Ordenação direta das espécies de aves que apresentaram valores de correlação de Pearson maiores que 0,5 com o eixo PCOA1. Barras representam a presença das espécies. Significado dos códigos das espécies conforme tabela 5.	18
Figura 10 Ordenação direta das espécies de aves que apresentaram valores de correlação de Pearson maiores que 0,5 com o eixo PCOA 2. Barras representam a presença das espécies. Significado dos códigos das espécies conforme tabela 5.	18
Figura 11 Riqueza de aves nos pontos de amostragem em função do eixo PCOA 1. Menores valores do eixo indicam maior conectividade e área (GLM, n=35; p=0.00054 R ² 0,36).	19
Figura 12 Riquezas de Insetívoros de sub-bosquesubosque, frugívoros e insetívoros de dossel em relação ao eixo PCOA1.	19
Figura 13 Riquezas granívoros e psitacídeos em função o eixo PCOA2.	20

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Locais de amostragem com respectivas áreas, isolamento (prox), siglas utilizadas e coordenadas geográficas.	10
Tabela 2 Resultados da análise de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais (área = Area, conectividade = Prox, altura do dossel = H, densidade de árvores = Densarv, densidade de sub-bosque= Densub) tomadas para fragmentos e área contínua no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.	16
Tabela 3 Correlação entre os dois eixos de maior explicação da PCA e os eixos obtidos pela PCOA	16
Tabela 4 Correlação entre as variáveis ambientais e os três primeiros eixos da PCA (Comp 1, Comp2 e Comp3) obtidos para as variáveis ambientais dos pontos amostrados no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.	16
Tabela 5 Espécies de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, com os respectivos nomes populares, siglas utilizadas neste trabalho, guilda trófica, e IPA geral, no PARNA Serra da Bodoquena, nos fragmentos grandes, médios e pequenos	33

Resumo

A fragmentação florestal é um processo que culmina na perda de área e separação dos remanescentes de um determinado hábitat, podendo ter diversas origens, sendo a principal delas a conversão de áreas de hábitat natural em área de ocupação humana, dedicadas majoritariamente a atividades agorpeccuárias. Os efeitos da fragmentação são principalmente a redução de área e mudança na configuração dos remanescentes, ocasionando alterações nos padrões ecológicos regionais, que podem refletir na perda de espécies. As Florestas Estacionais do interior do Brasil passaram por um forte processo de conversão de uso e fragmentação, sendo que atualmente restam poucos remanescentes, a maioria em uma configuração fragmentada. Os objetivos deste trabalho foram avaliar a variação na comunidade de aves em relação à área e isolamento dos ambientes de Florestas Estacionais no Planalto da Bodoquena. Para tanto comparamos a comunidade de aves entre uma reserva de proteção integral federal, o Parque Nacional da Serra da Bodoquena, formado principalmente por áreas de florestas estacionais, com as comunidades de aves de seis fragmentos de mata desta mesma fitofisionomia, com diferentes áreas e graus de isolamento. As amostragens ocorreram em um período descontínuo durante o ano de 2014, totalizando três campanhas onde as áreas amostradas foram visitadas uma vez por campanha. Foram feitas análises de similaridade, aninhamento e de beta-diversidade para identificar o principal fator de diferenciação entre as comunidades (aninhamento ou "turnover"), enquanto análises multivariadas foram realizadas para descrever o grau de fragmentação, a estrutura da vegetação dos pontos de amostragem (PCA). A ordenação das comunidades de aves foi feita por meio de análises de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) E Análise de Coordenadas Principais (PCOA). Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram utilizados para relacionar as variáveis ambientais com a riqueza total de aves florestais. Foram registradas 122 espécies pertencentes a 33 famílias e nove guildas alimentares. As análises de beta-diversidade mostraram que a substituição de espécies entre os sítios ("turnover") é a principal causa de variação na beta-diversidade. A composição de espécies de aves foi relacionada à fragmentação (tamanho da área, grau de isolamento dos remanescentes) e com a estrutura do hábitat (altura do dossel e densidade de árvores), sendo que 17 espécies foram significativamente correlacionadas com áreas maiores e mais conectadas, enquanto apenas uma espécie com áreas menores e mais isoladas. A riqueza de espécies de aves foi negativamente correlacionada a fragmentação (GLM, $n=35$; $p=0,00054$ R^2 0,36)., As guildas de insetívoros de sub-bosque, frugívoros e insetívoros de dossel também tiveram suas riquezas relacionadas à fragmentação (GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,65$; GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,47$; GLM $n = 35$; PCOA1 $p = 0,004$; $R^2 = 0,37$; respectivamente), tendo apresentado maiores riquezas em áreas maiores e mais conectadas. Porém o que melhor explicou a variação na riqueza dos psitacídeos e granívoros foi a estrutura do hábitat, sendo estas duas guildas relacionadas com áreas menos estruturadas, com menor altura de dossel e menor densidade de árvores (GLM $n = 35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,46$; GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,2$, respectivamente). Os resultados aqui apresentados sugerem que a conservação de espécies sensíveis à perda e fragmentação de hábitat, principalmente grandes frugívoros e insetívoros de sub-bosque, assim como a conservação de uma maior riqueza de espécies no Planalto da Bodoquena depende da preservação de áreas florestais grandes e conectadas.

Palavras-chave: Ecologia da Paisagem, Biogeografia de Ilhas, Conservação, Beta-Diversidade

Abstract

Habitat fragmentation is a process that results in habit loss and breaking apart of remnants in a given habitat, and could have different origins but the main driver is the conversion of natural habitats in human occupied areas, mostly for agriculture or cattle ranching. The effects of habitat fragmentation are related to the loss of area and changing in the configuration of the remaining patches, causing shifts in the regional ecological patterns, which could be reflected on species loss. The Brazilian Seasonal Forests have undergone a strong process of conversion and fragmentation and are now represented by few remnants, most of them subjected to strong effects of fragmentation. Aims of this work were to evaluate the variation on bird communities in response to area, isolation and habitat structure, in the Seasonal Forests at Planalto da Bodoquena. For this purpose we compared bird communities in a federal preserve, the Serra da Bodoquena National Park, with bird communities from six forest fragments with variable areas and isolation degrees, being both the continuous area and the fragments composed mainly by Seasonal Forests. Bird surveys occurred in a non-continuous basis during 2014, and totalized three campaigns, being sampled areas visited once in each campaign. Similarity, nestedness, and beta-diversity analysis were performed in order to identify the main factor of variation between the communities (nestedness or species turnover); whilst a multivariate analyses were used to describe the fragmentation degree and vegetation structure on the sampling areas (PCA). Bird communities were ordinated with NMDS and PCOA, Linear Generalized Models (GLM) were performed to relate environmental variables with bird species richness. It was recorded 122 species of birds belonging to 33 families and nine feeding guilds. The beta-diversity analysis suggested that turnover between areas is the main cause of variation on beta-diversity..Bird species composition was related to fragmentation (area and isolation degree of fragments) and habitat structure (canopy height and tree density), being 17 species correlated with larger and less isolated areas, while only one species was correlated with smaller and more isolated ones. Bird species richness was correlated with fragmentation (GLM, $n=35$; $p=0,00054$ R^2 0,36). The guilds of understory insectivores, frugivores and canopy insectivores had their richness negatively affected by fragmentation (GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,65$; GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,47$; GLM $n = 35$; PCOA1 $p = 0,004$; $R^2 = 0,37$; respectively), presenting greater values of richness on bigger and better connected areas. The better explainer of variation on the richness of Psittacidae and granivores was habitat structure, being these bird groups related to less structured habitats, that present lower canopy heights and tree density (GLM $n = 35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,46$ GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,2$, respectively). The results here shown suggest that the conservation of fragmentation-sensitive, primarily the frugivores and understory insectivores, as well as a higher number of bird species in the Planalto da Bodoquena region relies on the conservation of large and connected forested areas.

Keywords: Landscape Ecology, Island Biogeography, Conservation, Beta-Diversity

Introdução

Fragmentação florestal consiste na divisão e separação de um hábitat contínuo em fragmentos de área menor que a original (Haila 2002; Fahrig 1997). Ambientes fragmentados ocorrem de maneira natural, como consequência de incêndios (Wright 1974; Pickett & Thompson 1978), queda de árvores devido ao vento (Foster 1980), ou devido à diferenças topográficas, como é caso dos capões e cordilheiras do Pantanal (Ponce & Cunha 1993). Entretanto, a maioria dos ambientes fragmentados atualmente provém da expansão e intensificação da atividade humana (Burgess & Sharpe 1981). Essas atividades causam, além da perda de hábitat natural (Jaeger 2000), a redução no tamanho das manchas remanescentes e aumento da distância entre elas (Andrén 1994), além do aumento da área dos remanescentes sob efeito de borda (Lovejoy *et al.* 1986). A perda e fragmentação de hábitats naturais, induzidas pela atividade humana, são atualmente os fatores mais importantes para a extinção de espécies, principalmente nas florestas tropicais (Leakey & Lewin 1995), ambientes que abrigam ao menos metade das espécies vivas (Myers 1992). No caso específico das aves, a fragmentação de habitat tem sido considerada a principal causa de ameaça para 86% das espécies sob risco de extinção (Baillie *et al.* 2004).

As populações e comunidades biológicas estruturam-se em resposta aos padrões e processos ambientais (Hutchinson 1965, Roughgarden *et al.* 1983, Wiens 1989). A ruptura destes padrões causada pela fragmentação em hábitats florestais pode ter diversas consequências negativas sobre a biodiversidade como, por exemplo, a redução na riqueza e abundância de espécies (Saunders *et al.* 1991). As aves são um dos grupos biológicos mais bem estudados em termos de ecologia e taxonomia, sendo considerados bioindicadores para a conservação (Eken *et al.* 2004). Por essa razão, os padrões de diversidade e abundância desse grupo vêm sendo utilizados para a escolha de locais adequados à conservação (Laiolo 2002). Em ambientes florestais as comunidades de aves podem ser afetadas pela fragmentação de diversas maneiras, sendo a extinção seletiva de espécies (que ocorre quando algumas espécies são excluídas de fragmentos pequenos) e a densidade compensatória (que ocorre quando espécies mais generalistas aumentam em abundância) os padrões mais notáveis (Anjos & Gimenes 2003).

Dentre os fatores relacionados à fragmentação de ambientes florestais que podem afetar a comunidade de aves podemos citar: aumento da susceptibilidade à caça devido à maior facilidade de acesso ao interior da mata (Canale *et al.* 2012); aumento na susceptibilidade a espécies invasoras (Buckley 2000) e nas taxas de predação e parasitismo de ninhos (Andrén 1992), exclusão por competição com espécies relacionadas a ambientes perturbados (Grey *et al.* 1998) ou despóticas (Maron *et al.* 2013). Estes efeitos tem sido amplamente documentados em diversos ambientes fragmentados (Stratford & Stouffer 1999) apesar de variações em escala nas respostas das comunidades em diferentes regiões (Haila 2002, Fahrig 2003, Pardini *et al.* 2010).

Outro fator importante para as espécies presentes nos fragmentos é a composição da matriz adjacente aos habitats (Antogiovanni & Metzger 2004). Matriz é definida como tipo de ambiente dominante na paisagem, com a maior proporção relativa (Forman *et al.* 1976). O conceito de matriz antropizada refere-se a ambientes que sofreram alto grau de interferência antropogênica, por exemplo uma área de floresta derrubada e queimada para dar lugar à agricultura (Joly *et al.* 2001). Para espécies de ambientes florestais estas áreas podem servir de zonas de amortecimento entre um habitat e outro, fornecendo recursos e condições para as espécies (Tubelis *et al.* 2004). Quando a matriz é composta por ambientes muito antropizados a borda formada pode atuar como uma barreira, sujeitando o ambiente florestal a novas condições, potencialmente prejudiciais para espécies florestais (Wilcove *et al.* 1986).

A queda na probabilidade de dispersão entre as manchas tem efeito sobre as dinâmicas de metacomunidades (Jamoneau 2012). A dinâmica de metacomunidades pode ser definida como a capacidade dos indivíduos se deslocarem através da matriz e colonizar diferentes manchas de habitat em uma paisagem, formando assim subpopulações que mantêm fluxo gênico (Levins 1969, Hanski & Gilpin 1991). Dessa forma, as extinções locais nas manchas podem ser superadas por eventos de recolonização por indivíduos de outras manchas, mantendo a sobrevivência da espécie na paisagem. Assim o grau de isolamento espacial terá um efeito relativo distinto para cada espécie.

Apesar de correlacionadas na origem, a perda de área e a fragmentação tendem a produzir efeitos diversos sobre a biodiversidade, com a perda de área total sendo responsável por fortes efeitos negativos e a fragmentação por si tendo um efeito fraco e positivo (Fahrig 2003). Em um primeiro momento, persistindo uma alta proporção de habitat na paisagem com fragmentos grandes e capazes de suportar espécies área-dependentes, bem como alta conectividade entre os remanescentes, ainda ocorre fluxo de indivíduos entre as manchas. Dessa forma a riqueza global de espécies aumentaria à medida que novos ambientes são criados e proporcionam espaço para espécies de borda e áreas antropizadas. À medida que a proporção de habitat cai, os fragmentos tornam-se menores e a biodiversidade sofre declínio (Opdam *et al.* 1993). Diversos estudos apontam para a existência de um limiar (quando por volta de 60% a 70% do habitat natural é substituído) a partir do qual os efeitos da fragmentação começam a ter influência mais expressiva sobre a biodiversidade em uma escala de paisagem (Metzger & Décamps 1997). Nestas paisagens fortemente fragmentadas os efeitos da perda de conectividade e da diminuição da área individual dos fragmentos podem determinar as respostas das espécies (Metzger e Décamps 1997, Andrén 1994), e levar a uma perda de biodiversidade acima do esperado simplesmente pelo efeito de perda de área (Canale *et al.* 2012).

O número de espécies em um ambiente tende a crescer em razão direta da área (MacArthur & Wilson 1967, Simberloff 1972, Gaston & Blackburn 2000). Duas hipóteses principais teorizam sobre a relação espécie-área (Connor & MacCoy 1972). Segundo a Hipótese da Diversidade de Habitats, proposta por Williams (1964), à medida em que aumenta a área amostrada encontram-se maior diversidade de ambientes heterogêneos, cada qual, com suas espécies associadas. Já a Hipótese da Influência da Área *per-se*, desenvolvida por Preston (1960, 1962) e MacArthur & Wilson (1963, 1967), com enfoque no equilíbrio dinâmico da Biogeografia de Ilhas, enfatiza o menor risco de extinção local em áreas maiores devido à persistência de populações maiores. O aumento do isolamento entre os remanescentes também exerce influência sobre o equilíbrio dinâmico das espécies, diminuindo a riqueza com o aumento do isolamento, devido ao menor aporte de propágulos e imigrantes (Diamond 1972, Terborgh 1974). Apesar destes modelos terem sido desenvolvidos em ambientes insulares, com uma matriz oceânica inóspita, diversos trabalhos demonstram a sua aplicabilidade em habitats fragmentados terrestres (Lovejoy *et al.* 1986, Rosenzweig 1995, Ferraz *et al.* 2003). Porém, para isto é necessário levar em conta as variáveis que diferem entre ambientes insulares e ambientes terrestres fragmentados, como os efeitos da matriz circundante (Batáry *et al.* 2010 Mohd-Azlan & Lawes

2011) e das diferenças na biologia das espécies presentes e das dinâmicas de metacomunidades, que também podem alterar a riqueza local de espécies (Leibold *et al.* 2004 Pardini *et al.* 2010).

A fragmentação de habitat afeta de forma diferente as espécies de aves. Espécies com nichos mais amplos e/ou com capacidade de utilizar a matriz circundante para obtenção de recursos podem sobreviver em ambientes diferentes do ideal, resistindo ao distúrbio. Espécies com maior capacidade de dispersão podem explorar a paisagem de uma forma diferente, utilizando mais de uma mancha e assim somando área útil ao seu território (Swihart *et al.* 2001, Barbaro *et al.* 2013, Antogiovanni & Metzger 2004). Por outro lado, espécies sensíveis à fragmentação, que são dependentes de grandes áreas contínuas de habitat, possuem baixa capacidade de locomoção através da matriz ou sofrem efeito da competição com espécies mais resistentes a esse distúrbio, apresentando menores densidades ou mesmo enfrentando extinções locais (Lovejoy *et al.* 1984, Laurance *et al.* 1998). A área mínima de um fragmento para a manutenção de uma população viável depende então de uma série de fatores, relacionados à biologia das espécies, a fatores estocásticos como distúrbios exteriores, e/ou à quantidade e conectividade entre as manchas na escala regional (Fahrig 2003).

Além de uma menor riqueza, também são esperadas diferenças relativas à composição de espécies das comunidades em paisagens acima do limiar de fragmentação (Bierregaard & Stouffer 1997), desde espécies área-dependentes ocorrendo apenas em áreas contínuas ou fragmentos grandes e pouco isolados, até espécies generalistas ocorrendo em todos os ambientes (Marini 2001). As comunidades em fragmentos pequenos e isolados formariam então subgrupos aninhados das comunidades de fragmentos maiores e de áreas contínuas (Baselga 2010).

O Brasil possui uma das maiores avifaunas do mundo, com 1801 espécies registradas (CBRO 2011). Os domínios com maior diversidade são a Amazônia, com 1300 espécies residentes e 20% de espécies endêmicas (Mittermeier *et al.* 2003); a Mata Atlântica, com 1020 espécies e 18% de taxa de endemismo (Goerk 1997) e o Cerrado com 837 espécies, das quais 4,3% são endêmicas (Silva & Bates 2002). No Planalto da Bodoquena já foram registradas ao menos 353 espécies de aves (Godoi 2014), incluindo espécies típicas de diversos ambientes como áreas florestais (*Pyroderus scutatus*, *Corythopis delalandi*, *Sittasomus griseicapillus*, *Herpsilochmus atricapillus*), ambientes alagados (*Jabiru mycteria*, *Ciconia maguari*), campos (*Vanellus chilensis*), bem como espécies endêmicas do Cerrado (*Antilophia galeata* - matas de galeria do cerrado, *Cyanocorax cristatellus*) e da Mata Atlântica (*Lanio melanops*, *Turdus albicollis*).

A expansão da agropecuária tem causado uma expressiva perda e fragmentação dos habitats florestais no centro-oeste brasileiro, iniciada nos anos 1970 (Silvestre *et al.* 2012). No Planalto da Bodoquena os remanescentes de Floresta Estacional persistem na área de 77,021 hectares do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, em diversas RPPNs voltadas ao ecoturismo e na forma de fragmentos, principalmente nas matas ciliares e afloramentos rochosos, em uma matriz dominada por pastagens e plantações de milho e soja, apresentando um gradiente de paisagens variando desde áreas bastante fragmentadas até grandes extensões de mata contínua.

Neste contexto podemos levantar as seguintes hipóteses:

H1: A riqueza de espécies de aves florestais é maior em matas contínuas, como o PARNA Serra da Bodoquena, e em fragmentos grandes e pouco isolados quando comparada a fragmentos menores e mais isolados.

H1: Existe variação na resposta das guildas alimentares em relação à área, isolamento e estrutura de habitat.

H2: A composição de espécies nas comunidades nas matas contínuas e fragmentos grandes e pouco isolados difere da avifauna encontrada em fragmentos menores e mais isolados, que são um subconjunto daquelas.

Desta forma os objetivos deste trabalho são:

1 - identificar os efeitos de área e isolamento sobre a comunidade de aves em fragmentos no Planalto da Bodoquena, referentes à riqueza de espécies e estruturação das comunidades.

2 - Identificar as espécies e guildas alimentares mais sensíveis à fragmentação.

Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em áreas de Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais na micro-região geográfica do Planalto da Bodoquena, localizada no sudoeste do Mato Grosso do Sul, estendendo-se por cerca de 200km no sentido norte-sul e 50km no sentido leste-oeste, com altitudes que variam entre 220 e 700m. É delimitada a oeste pela planície pantaneira, ao sul pela bacia do rio APA e a leste pela bacia do rio Miranda (Veloso et al. 1991, Boggiani 1993). Está localizada no domínio biogeográfico do Cerrado e é caracterizada por um mosaico vegetacional, dominado por formações características de Cerrado, Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais, além de áreas antropizadas utilizadas principalmente para a criação de gado de corte (Brasil 1997, MMA 2007).

As formações de Floresta Estacional Decidual características desta região podem ser derivadas de uma área com extensa distribuição no passado, desde o norte da Argentina até a porção noroeste do Brasil, durante o período mais seco do Pleistoceno (Prado & Gibbs 1993). Atualmente as Florestas Estacionais Deciduais ocorrem de forma descontínua ao longo de cursos d'água e vales com solos mais férteis, em uma matriz predominantemente ocupada por formações vegetais de cerrado, ao longo de todo o Planalto Central do Brasil (Felfili 2003).

No Planalto da Bodoquena a média anual de temperatura varia entre 22°C e 26°C, sendo que a temperatura mínima pode ser inferior a 0°C e a mais alta pode ser superior a 38°C. A umidade relativa é baixa, e a média de chuvas varia entre 1300mm e 1700mm anuais. As estações são divididas em quente e chuvosa (entre outubro e abril) e fria e seca (de maio a setembro) (Uetanabaro *et al.* 2007).

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PARNA Serra da Bodoquena -21°07'16"S e 56°28'55"W) é a única unidade de conservação federal de proteção integral no estado, cobrindo uma área de 77,200 ha localizada no Planalto da Bodoquena (Fig. 1). A vegetação predominante no parque é a Floresta Estacional Decidual Submontana (70.097ha), mas ocorrem também áreas de Floresta Estacional Semidecidual (3,564ha), duas das fitofisionomias mais ameaçadas da Mata Atlântica (Willis & Oniki 1992, Ribeiro *et al.* 2009). Fisionomias de cerrado e campos alagáveis (3,798ha) e áreas antropizadas (2,576ha) (MMA 2007, BRASIL 1997) são menos representativas na área do PARNA.

O PARNA Serra da Bodoquena possui um relevo acidentado formado predominantemente por rochas calcárias do Grupo Corumbá do Neoproterozóico III. As altitudes variam entre 220 e 700m e os rios cortam o relevo cárstico predominante através de cânions (Boggiani *et al.* 1993). É considerado área prioritária para a conservação por ser um importante reservatório hídrico onde se localizam nascentes para o abastecimento dos rios formadores do pantanal (MMA, 2007).



Figura 1 Localização geográfica do Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil (Adaptado de Sallun Filho et al 2009).

Área amostral e análise da paisagem

Foram amostrados 15 pontos em seis fragmentos de floresta estacional decidual no Planalto da Bodoquena. Os fragmentos selecionados tiveram formato o mais regular e circular possível (para evitar diferenças com relação ao efeito de borda), variaram quanto à área e isolamento e distaram pelo menos 1 km (distância borda a borda) entre si. Como “controle”, foram amostrados 15 pontos em três trilhas com cinco pontos de observação e escuta em cada uma (veja descrição abaixo). Todas se localizam na porção sul do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, uma área de mata contínua de 48.688 ha (Tabela 1).

As imagens para análise de paisagem foram obtidas pelo Google Earth® (satélite Landsat, data das imagens: 18/09/2007). A área dos fragmentos (variável area) foi avaliada utilizando o software livre GE-path® (Sgrillo 2012) com o cálculo da área de polígonos delimitados pela borda dos fragmentos, aferidos visualmente nas imagens disponibilizadas pelo Google Earth® e georreferenciados com auxílio de aparelho GPS Garmin. O isolamento (variável prox) foi calculado por meio do somatório das áreas dividido pelo quadrado das distâncias borda a borda de todos os fragmentos em um raio de 2km a partir da borda do fragmento amostrado (Uezu 2010).

Tabela 1 Locais de amostragem com respectivas áreas, isolamento (prox), siglas utilizadas e coordenadas geográficas.

Local de amostragem	área(ha)	prox	sigla	Coordenadas UTM
Taquaral (contínuo)	48.688.00	52.17	Parque	21k 7665133s 539548e
Boqueirão (contínuo)	48.688.00	52.17	Parque	21k 7664719s 529321e
Santa Fé (contínuo)	48.688.00	52.17	Parque	21k 7622407s 527375e
Santa Fé Frag1 (grande)	73.75	19.92	Sgd	21k 7610302s 526265e
Carandá (grande)	92.65	0.2	Car	21k 7719605s 548227e
Mimosa (médio)	36.7	1.08	Mim	21k 7680768s 549612e
Pitangueiras (médio)	52.37	4.8	Pit	21k 7692019s 543547e
Santa Fé Frag2 (pequeno)	24.2	0.08	Spq	21k 7617990s 526895e
Campina Grande (pequeno)	35.82	0.05	Cam	21k 7720836s 550342e

Para a caracterização do microhabitat, em cada ponto de observação e escuta foram tomadas medidas da densidade de subosque até 2m de altura (densub), da densidade de árvores (densarv) com diâmetro a altura do peito (DAP) >15cm e registrada a altura média do dossel (h). Para o registro destas variáveis foi utilizado o método do quadrante centralizado, adaptado de Cottam & Curtis (1956), traçando-se duas linhas perpendiculares de 20m nos sentidos Norte/Sul - Leste/Oeste centradas no ponto de observação e escuta, ao longo das quais foram tomadas as medidas.

Coleta de dados

Os levantamentos de aves foram realizados em três campanhas: início do período não-reprodutivo (março), final do período não-reprodutivo (julho), início do período reprodutivo (agosto e setembro). A definição desses períodos foi baseada em estudos sobre as atividades da avifauna em áreas de cerrado (Piratelli *et al.* 2000, Marini & Durães 2001).

Para os levantamentos foram definidos transectos perpendiculares à borda dos fragmentos com pontos de observação e escuta com raio de 50 metros, distando pelo menos 70 metros da borda do fragmento e 200m de qualquer outro ponto (Vielliard *et al.* 2010). O número de pontos amostrados variou de dois no menor fragmento (devido à prerrogativa da distância mínima da borda e de outros pontos) a quatro nos maiores fragmentos e, na área controle, foram amostradas cinco trilhas, totalizando 35 pontos que foram utilizados como unidades amostrais. Para divisão da comunidade por guildas tróficas foram seguidas as informações sobre alimentação e hábito de forrageio descritas em del Hoyo *et al.* (2015). Dessa forma foram utilizadas as seguintes categorias: frugívoros, onívoros, insetívoros de subbosque, insetívoros de dossel, granívoros, escaladores de tronco, nectarívoros, carnívoros e necrófagos

Para a seleção das espécies possivelmente sensíveis à fragmentação foram analisadas características adaptadas das propostas por Uezu & Metzger 2011: grau de endemismo (endêmica ou não endêmica das formações florestais presentes na área de estudo - mata atlântica ou matas cerrado), flexibilidade no uso do hábitat (utilizam ou não áreas abertas), abundância relativa (comum, rara), guilda alimentar (conforme descrito acima), diferença na abundância entre área controle e fragmentos (utilizando a abundância média de todas as espécies como ponto de separação).

Em cada ponto amostral os registros iniciaram nos primeiros 10 minutos após o nascer do sol, sendo que todos os contatos visuais e auditivos foram registrados durante 10 minutos. Cada ponto foi visitado uma vez por campanha totalizando 30 minutos de observação por ponto. Em cada campanha foi considerada apenas a presença-ausência das espécies nos pontos, sendo que a abundância relativa foi calculada pelo Índice Pontual de Abundância (IPA), dado pelo número de encontros da espécie dividido pelo número de amostras (Anjos *et al.* 2010, Vielliard *et al.* 2010). As identificações foram feitas com auxílio de guia de campo (van Perlo, 2009) e os contatos sonoros gravados com um gravador digital de Voz Sony Px312 e microfone Yoga HT-81 para posterior identificação, com auxílio de bases de dados on-line (Xeno-canto, Wikiaves) e de ornitólogos experientes (Alessandro Pacheco, Claudenice Faxina Zucca, Maurício Neves Godoi, Rudi Ricardo Laps).

Análises Estatísticas

Uma análise de componentes principais (PCA) foi empregada para extrair os eixos ortogonais referentes à variação original dos dados ambientais (Gauch 1982). Em seguida foi realizado o teste de correlação de Pearson para relacionar os eixos da PCA com as variáveis ambientais.

Foi realizada uma ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com duas dimensões utilizando o índice de dissimilaridade de Sorensen da composição da comunidade de aves nos pontos amostrados, com o pacote "MASS". Esta ordenação recuperou a disposição dos dados em duas dimensões, tornando possível visualizar a relação dos pontos amostrais entre si. A correlação dos eixos de NMDS com as variáveis ambientais foi dada por meio de uma Análise Multivariada de Covariância (MANCOVA) utilizando-se a estatística de Pillai trace. Utilizando-se para isso os valores resultantes da ordenação e os eixos de maior explicação da PCA. Foi feita uma Análise de Similaridade (ANOSIM) entre as áreas, agrupando-se os pontos pela área dos respectivos fragmentos e uma análise de NODF pelo método "SWAP". O valor de aninhamento foi dado pelo componente de aninhamento da dissimilaridade de Sorensen, o "turnover" pela dissimilaridade par-a-par de Simpson e a beta-diversidade pela dissimilaridade de Sorensen entre as amostras. Além disso, foi feita uma análise de agrupamento

"Clustering" pelo método de Ward com as matrizes de dissimilaridade dadas pelos três componentes de β diversidade, com o pacote "Betapart" (Baselga & Orme 2012).

De forma similar ao NMDS foi utilizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCOA) com uma matriz de distância (índice de Jaccard) dos dados de presença-ausência de espécies nos pontos, com o pacote "vegan". Os eixos da PCOA foram depois correlacionados com a matriz original das espécies e com os eixos da PCA, por meio de uma correlação de Pearson. Para testar o efeito da estrutura do hábitat sobre a comunidade de aves os valores dos eixos da PCOA foram utilizados como variáveis resposta em uma análise multivariada de covariância (MANCOVA), na qual os três primeiros eixos da PCA foram utilizados como variáveis independentes. Os eixos da PCOA foram utilizados também para uma ordenação direta das espécies com relação maior que $|0,5|$ com os eixos, e como variáveis independentes em análises de Modelo Linear Generalizado (GLM) para explicar a variação na riqueza de espécies, da comunidade em geral, assim como na riqueza dividida por guildas tróficas. As variáveis que apresentaram colinearidade não foram utilizadas de forma independente mas representadas pelo eixo da PCOA que recuperou a variação nestes dados. Dessa forma os modelos de GLM não foram afetados por variáveis supressoras, o que reforça o uso desta técnica (Smith *et al.* 2009). A diferença na riqueza de espécies entre áreas contínuas, fragmentos médios e fragmentos pequenos foi comparada por meio de curvas de rarefação. Todas as análises foram feitas em ambiente R[®] (R Development Core Team 2005).

Resultados

Neste estudo foram amostradas 122 espécies de aves pertencentes a 33 famílias e nove guildas alimentares. A riqueza média por amostra foi de 27,22 espécies ($\pm 7,3$; máx. = 44; mín. = 13, n = 35). As espécies mais abundantes foram *Basileuterus culicivorus* (pula-pula) presente em 33 pontos *Leptotila verreauxi* (juriti-pupu) presente em 31 pontos, *Thamnophilus caerulescens* (choca-da-mata), *Turdus leucomelas* (sabiá-barranco) *Crypturellus undulatus* (jaó) presentes em 26 pontos, *Sirystes sibilator* (gritador) presente em 25 pontos, *Pyrrhura devillei* (tiriba-fogo) presente em 23 pontos *Patagioenas picazuro* (pombão) presente em 22 pontos. Do total de 23 (18%) espécies foram detectadas em apenas um ponto.

As guildas mais representativas nas áreas amostradas foram onívoros, insetívoros de subosque e frugívoros; e a guilda menos frequente foi a dos necrófagos (Fig.2). A distribuição do índice pontual de abundância indica que a comunidade de aves no Planalto da Bodoquena é composta por muitas espécies pouco abundantes e por poucas espécies mais abundantes (Fig.3)

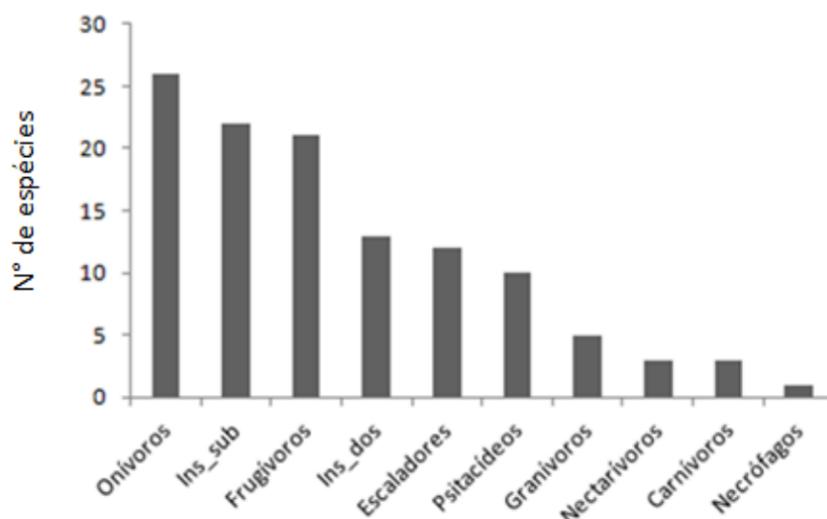


Figura 2 Proporções das guildas alimentares comunidades de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul ("ins_sub" = insetívoros de sub-bosque e "ins_dos" = insetívoros de dossel).

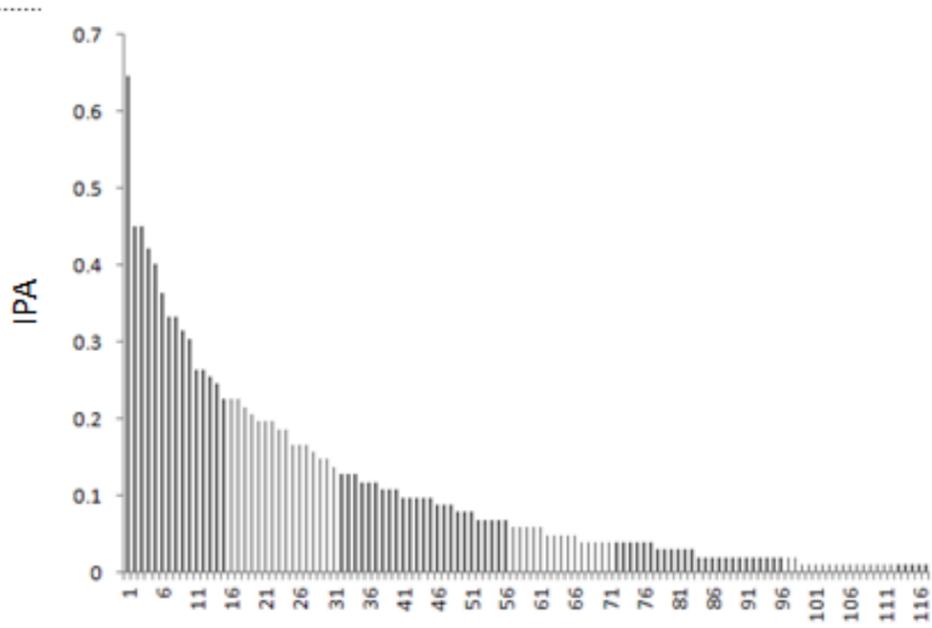


Figura 3 Índice pontual de abundância pelo número de espécies de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.

A maior média de riqueza de espécies e o ponto amostrado com maior riqueza de espécies estiveram no fragmento grande e conectado ("Sgd"), distando 87,2m do PARNA Serra da Bodoquena, o segundo ponto amostrado com maior riqueza foi localizado em um fragmento de área intermediária e próximo a uma grande unidade de conservação ("Mim"). A segunda maior média de riqueza foi o PARNA seguido do fragmento grande e isolado ("Car") (Fig. 4). O PARNA Serra da Bodoquena e os maiores fragmentos amostrados também apresentaram maiores médias de riqueza nas guildas, exceto para os psitacídeos e granívoros (Fig. 4).

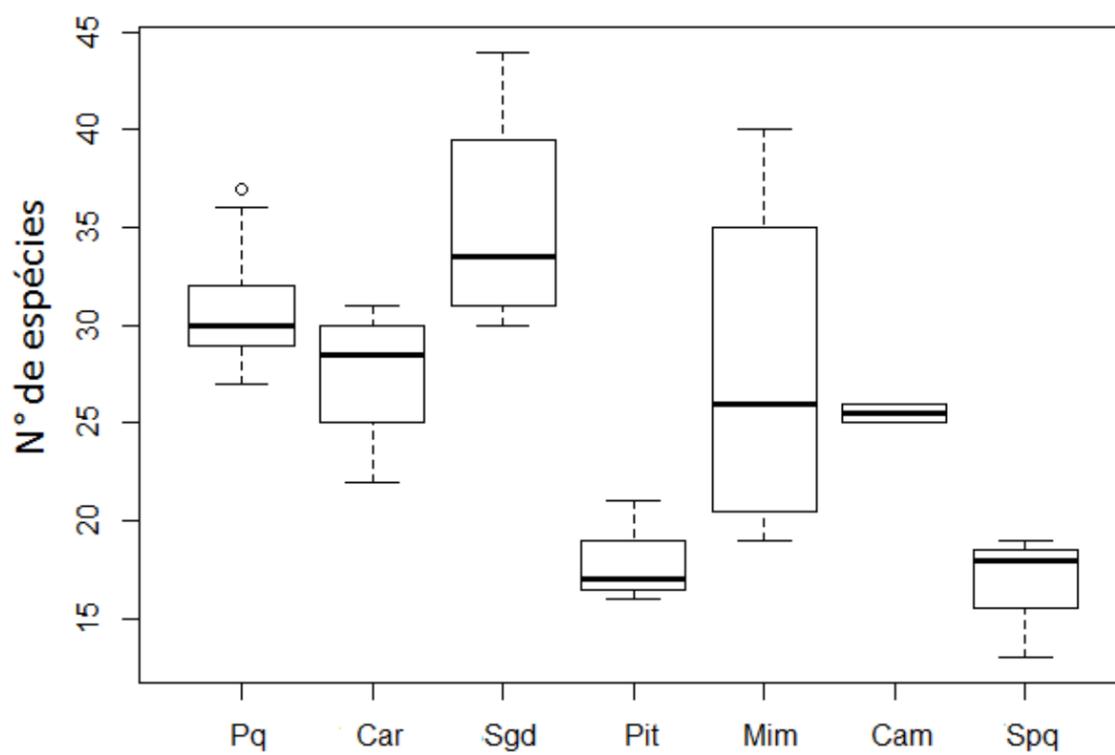


Figura 4 Boxplot da riqueza de espécies de aves, no PARNA Serra da Bodoquena (Pq) e nos fragmentos estudados representados em ordem decrescente de área (Car > Sgd > Pit > Mim > Cam > Spq), no Planalto da Bodoquena Mato Grosso do Sul.

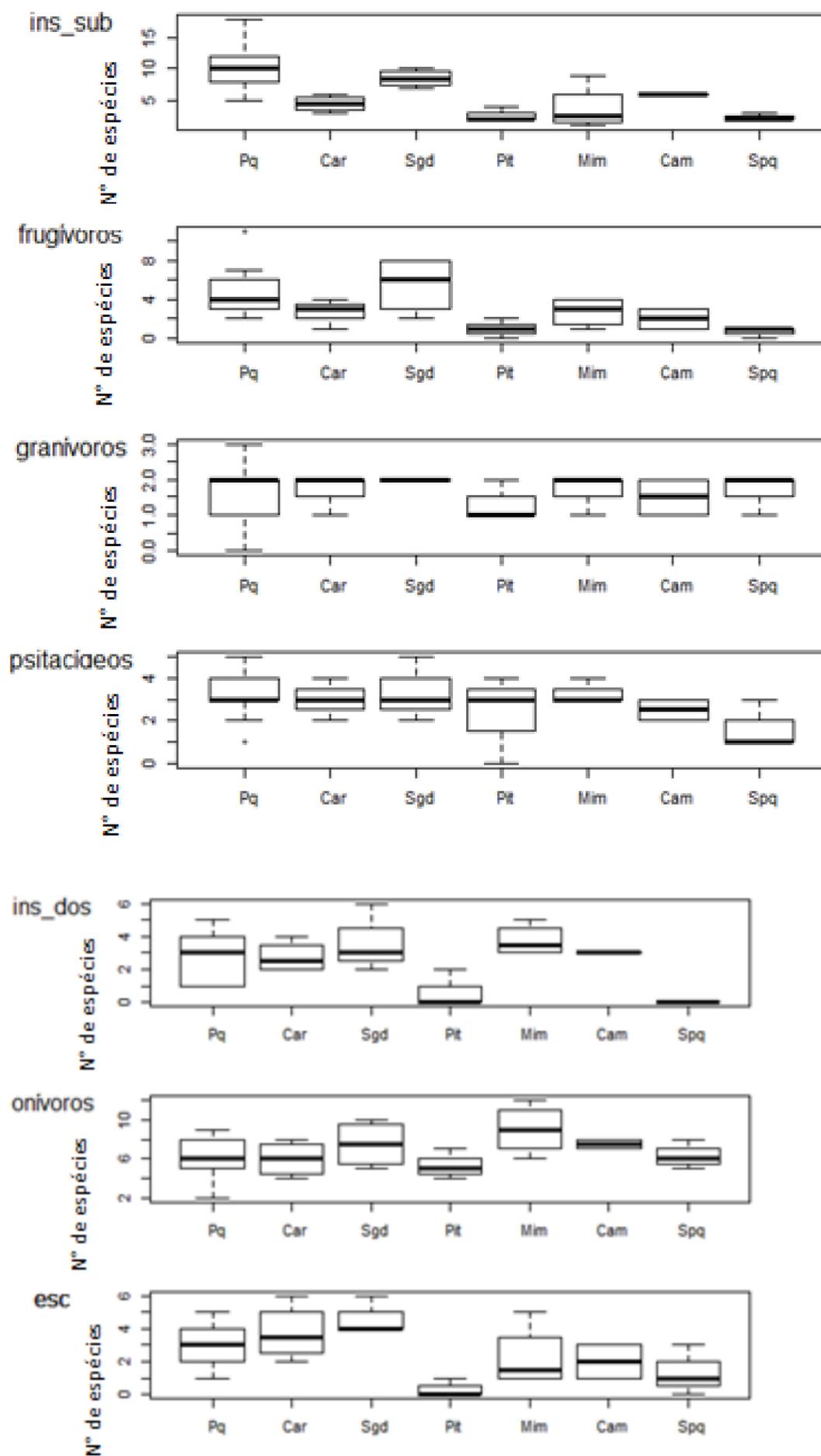


Figura 5 Boxplot da riqueza de espécies nas guildas alimentares, no PARNA Serra da Bodoquena (Pq) e nos fragmentos estudados em ordem decrescente de área (Car > Sgd > Pit > Mim > Cam > Spq) no Planalto da Bodoquena Mato Grosso do Sul. (Legenda: "ins_sub" = insetívoros de sub-bosque, "ins_dos" = insetívoros de dossel e "esc" = escaladores de tronco.

A análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico para ordenação dos pontos de amostragem quanto à composição de espécies mostrou um agrupamento entre os pontos localizados nas áreas contínuas e no fragmento grande e conectado (stress=0,21; R^2 linear = 0,74) (Fig. 6). O teste de MANCOVA entre o NMDS e a PCA das variáveis mostrou que o NMDS1 está negativamente correlacionado às variáveis "Área" e "Isolamento" (Pillai trace= 0,74) e o NMDS2 está negativamente correlacionado às variáveis "Altura de Dossel" e "Densidade de Árvores" (Pillai trace= 0,11). A análise de similaridade (ANOSIM) mostrou uma separação com grau moderado de sobreposição das comunidades entre os grupos separados pela área ($R= 0,52$; $P=0,001$).

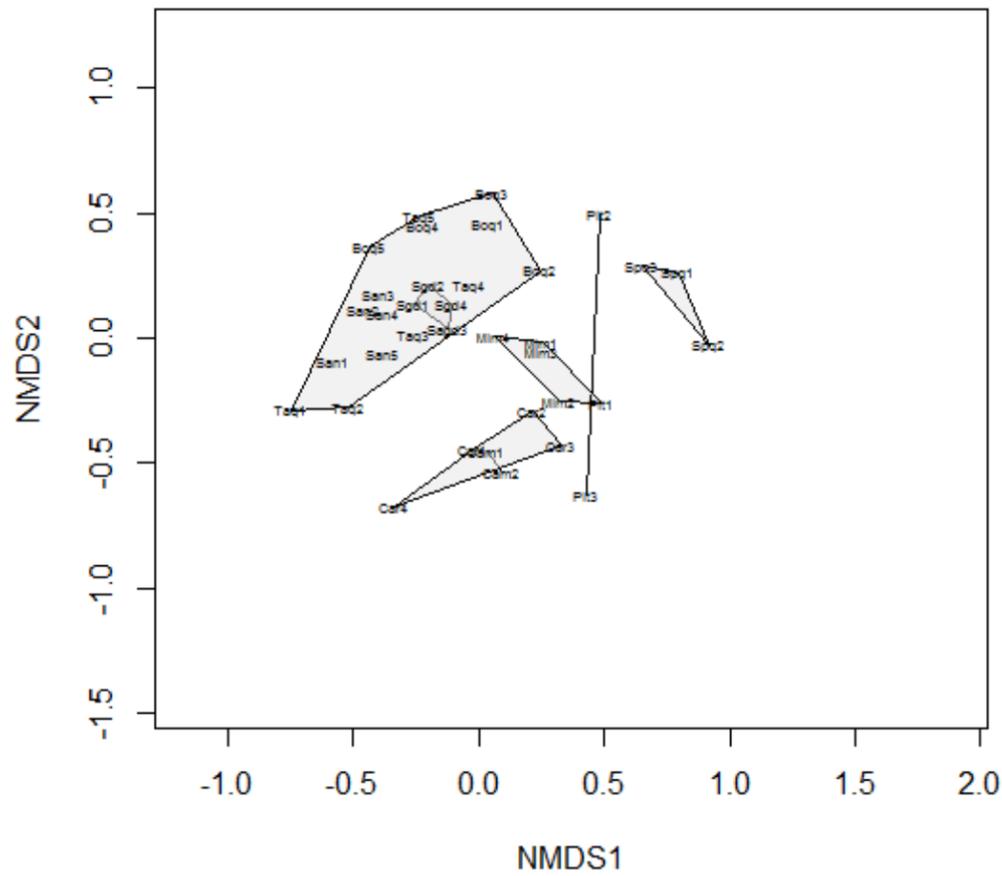


Figura 6 Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) mostrando o agrupamento dos pontos de amostragem. Os vértices dos polígonos correspondem aos locais de amostra dentro de um mesmo fragmento, ou na área do PARNA Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul .

Na análise de NODF pelo método "swap" não foi encontrado padrão significativo de aninhamento ($p=0,33$). O valor de "turnover" (Lenon *et al.* 2001), dado pela dissimilaridade de Simpson (β_{SIM}), foi de 0,582; enquanto a fração resultante de aninhamento da dissimilaridade de Sorensen (β_{SNE}), foi de 0,121. A beta-diversidade geral, dada pela dissimilaridade de Sorensen (β_{SOR}) foi de 0,704. Em todos os agrupamentos houve a tendência à formação de grupos entre os fragmentos maiores e mais conectados com as áreas amostradas no PARNA Serra da Bodoquena, e uma separação dos fragmentos menores e mais isolados (Fig.7).

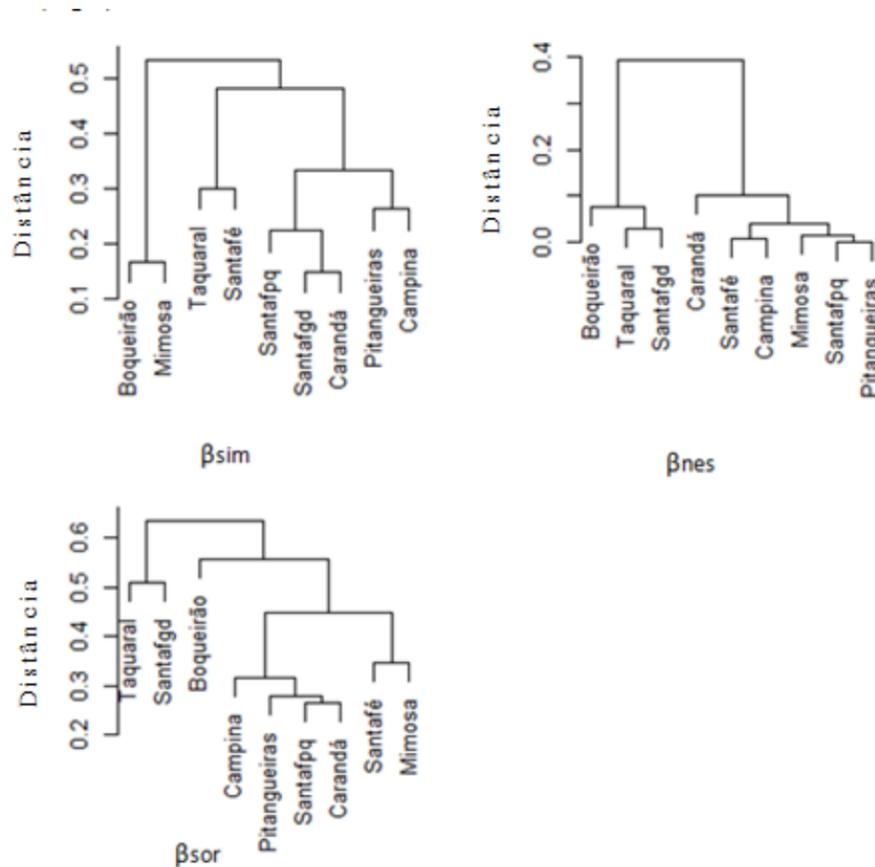


Figura 7 Agrupamento das áreas amostradas segundo as medidas de β diversidade: β_{SIM} = componente de "turnover" β_{NES} = componente de aninhamento e β_{SOR} = diversidade beta total das áreas, com base nas espécies de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.

A análise de correlação entre as variáveis mostrou autocorrelação significativa entre a área (area) e a conectividade (prox), entre a altura do dossel (h) e a densidade de árvores (densarv) e entre a altura do dossel e a densidade de sub-bosque (densub) nos sítios amostrados (Tab. 3).

Tabela 2 Resultados da análise de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais (área = Area, conectividade = Prox, altura do dossel = H, densidade de árvores = Densarv, densidade de sub-bosque= Densub) tomadas para fragmentos e área contínua no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.

	Prox	area	h	densarv
Prox				
Area	c=0.98 p =2.2 ⁻¹⁶			
H	c= -0.08 p =0,65	c =-0.01 p =0.94		
Densarv	c=0.12 p =0.49	c =0.13 p =0.45	c =0.61 p =1 ⁻⁴	
Densub	c=-0.11 p =0.54	c =-0.10 p =0.56	c =0.43 p =0.009	c =0.13 p =0.46

A ordenação pela PCOA recuperou em dois eixos a variação da composição de espécies entre os pontos. O eixo PCOA 1 recuperou a variação relacionada à: conectividade ($R^2 = 0,66$; $p = 1,247^{-9}$; estimativa = - 30) e área ($R^2=0,41$; $p = 6,56^{-7}$; estimativa = -27). O eixo PCOA 2 recuperou a variação relacionada à : altura do dossel ($R^2 = 0,12$; $p = 0,04$; estimativa = -2,42) e densidade de árvores ($R^2 = 0,20$; $p = 0,007$; estimativa = -0,11). A variável densidade de sub-bosque não foi relacionada com nenhuma variação na composição da comunidade (Fig. 10).

O eixo PCA1 foi relacionado com as variáveis de área e prox, o eixo PCA2, com as variáveis de densidade de árvores e altura do dossel e o eixo PCA3 com a densidade de sub-bosque (Tab 3).O eixo da PCA1 foi relacionado com o eixo PCOA1 (c = 0,78; $p<0.001$) e explicou 79% da variação nas variáveis ambientais (Pillai trace = 0,63; $f = 26,2$; $p<0,001$). O eixo da PCA 2 foi relacionado com o eixo PCOA2 (c = 0,48; $p = 0,003$) e explicou 11% da variação nas variáveis ambientais (Pillai trace = 0,23; $f= 4,62$; $p = 0,001$) (Tab.). O terceiro eixo da PCA, relacionado com a variável densidade de sub-bosque porém não foi relacionado com nenhuma variação significativa na composição da comunidade de aves (Pillai trace = 0,02; $f= 0,4$; $p=0,65$).

Tabela 3 Correlação entre os dois eixos de maior explicação da PCA e os eixos obtidos pela PCOA

	PC1	PC2
PCOA1	c = 0.78 p<0.001	c = 0.08 p = 0.65
PCOA2	c = -0.14 p = 0.4	c = 0.48 p = 0.003

Tabela 4 Correlação entre as variáveis ambientais e os três primeiros eixos da PCA (Comp 1, Comp2 e Comp3) obtidos para as variáveis ambientais dos pontos amostrados no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.

	Comp.1	Comp2	Comp3
Prox	-0.9905	-0.0609	-0.002
Area	-0.9939	-0.0066	0.0004
H	-0.1138	-0.8818	0.1197
densarv	-0.1722	-0.8868	0.3322
Densub	-0.0874	-0.3499	0.9103

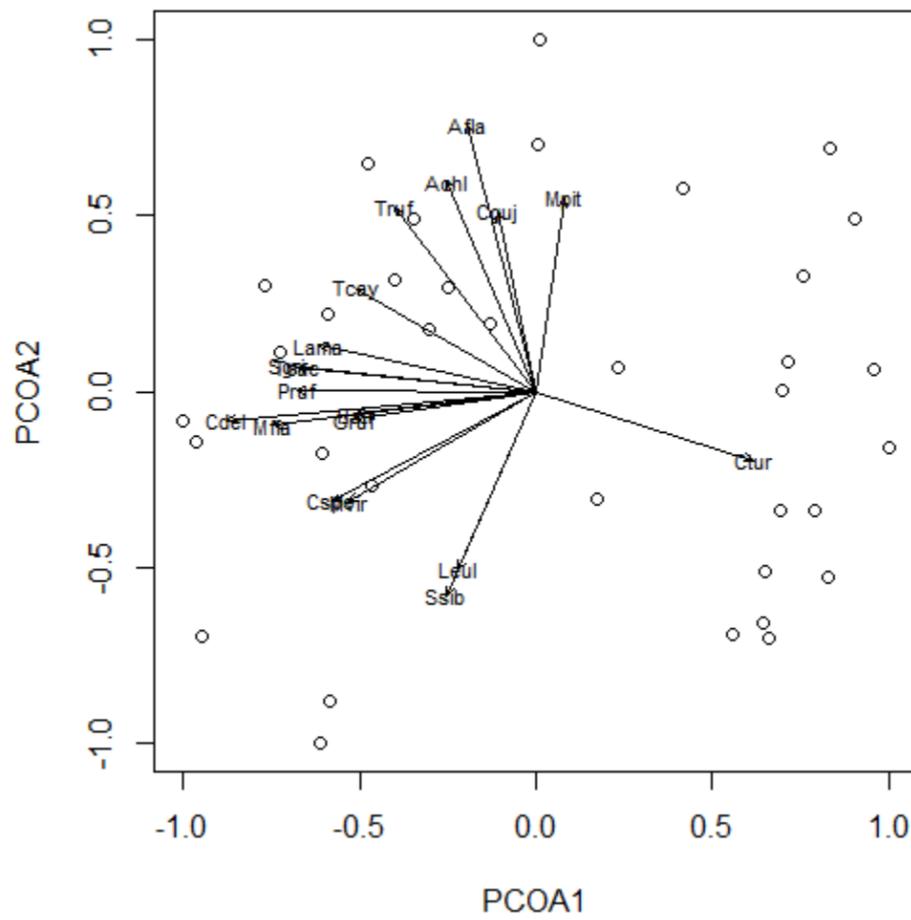


Figura 8 Análise de Coordenadas Principais (PCOA) mostrando os pontos amostrais (círculos) relacionados com os eixos. As espécies representadas nos gráficos são as que estiveram correlacionadas com os eixos da PCOA (valores de correlação de Pearson $> |0,5|$).

A maior parte das espécies que teve correlação maior que $|0,5|$ com o eixo PCOA1 esteve mais correlacionada com a porção negativa do eixo entre 0 a -1, que representa os pontos com maiores valores de prox e área. A maior parte destas espécies são espécies bastante conspícuas, por apresentarem características físicas de fácil identificação e vocalizações frequentes e de fácil aprendizado, apresentam características relacionadas com a sensibilidade à fragmentação e além disso foram espécies relativamente bastante abundantes nas áreas contínuas e fragmentos maiores e mais conectados. Apenas uma espécie o catatau (*Campylorhynchus turdinus*), foi correlacionada significativamente com a porção positiva do eixo entre 0 e +1, que recuperou menores valores de prox e área (Fig. 11). Para o eixo PCOA2 oito espécies tiveram correlação menor que -0,5 e 6 espécies tiveram correlação maior que +0,5 (Fig. 12).

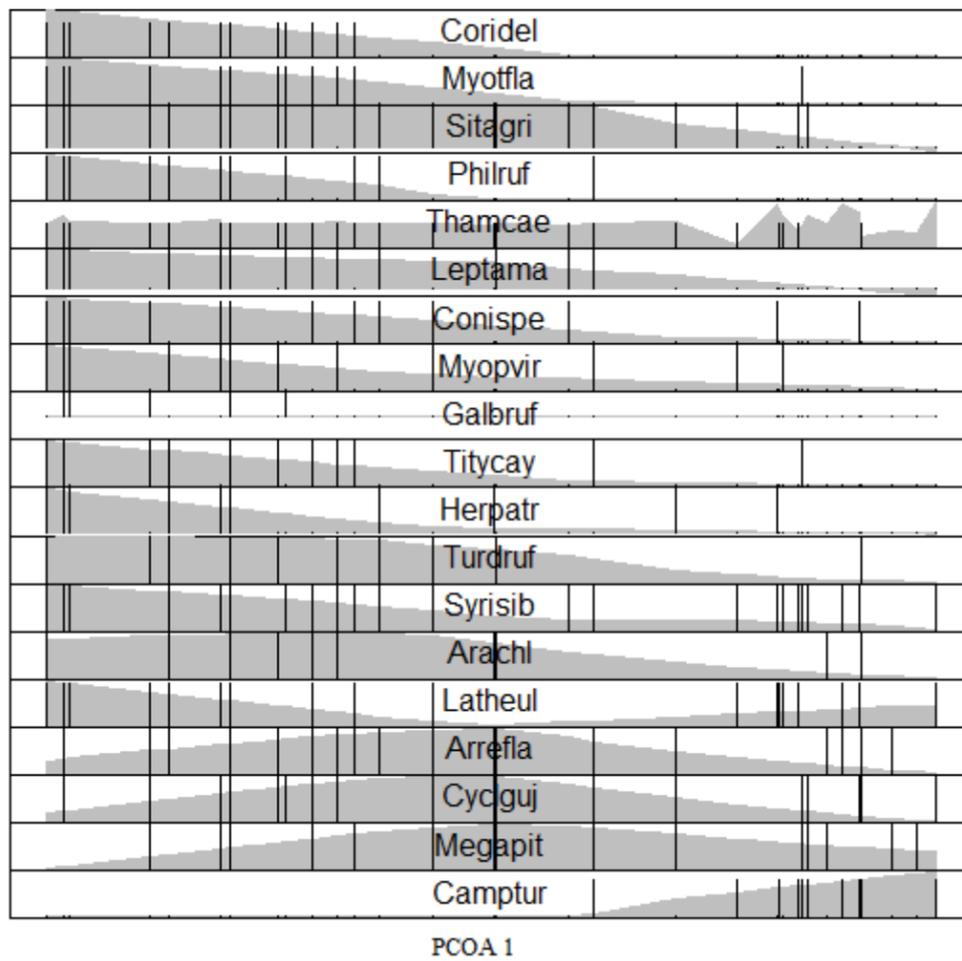


Figura 9 Ordenação direta das espécies de aves que apresentaram valores de correlação de Pearson maiores que $|0,5|$ com o eixo PCOA1. Barras representam a presença das espécies. Significado dos códigos das espécies conforme tabela 5.

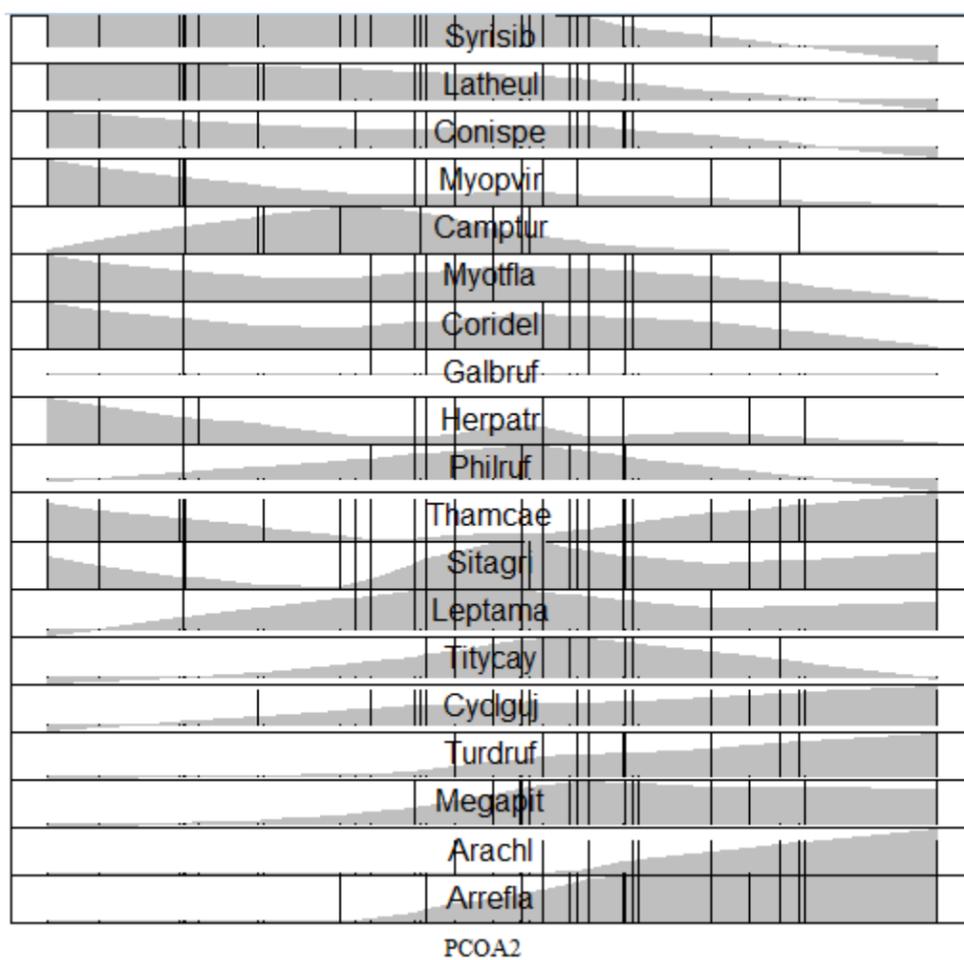


Figura 10 Ordenação direta das espécies de aves que apresentaram valores de correlação de Pearson maiores que $|0,5|$ com o eixo PCOA 2. Barras representam a presença das espécies. Significado dos códigos das espécies conforme tabela 5.

A riqueza de espécies foi relacionada negativamente com o eixo PCOA1 no qual maiores valores indicavam áreas com menor área e mais isoladas, portanto a riqueza foi negativamente relacionada com a perda de área e aumento do isolamento (Fig. 13). Essa relação foi detectada para a riqueza em geral e das guildas de insetívoros de sub-bosque, frugívoros e insetívoros de

dossel, com efeito mais acentuado sobre as duas primeiras. Granívoros e psitacídeos tiveram correlação positiva com o eixo PCOA2, no qual maiores valores indicaram habitats com menor altura de dossel e menor densidade de árvores.

Os resultados dos GLMs mostraram que a variável mais importante para a riqueza geral de aves foi o eixo PCOA1 (Fig.13) correspondente às variáveis de prox e área (GLM, $n=35$; $p=0.00054$ R^2 0,36), assim como para as guildas de insetívoros de sub-bosque, frugívoros e insetívoros de dossel (GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,65$; GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,47$; GLM $n = 35$; PCOA1 $p = 0,004$; $R^2 = 0,37$; respectivamente) (Fig. 14) Para os granívoros e psitacídeos a variável mais importante foi o eixo PCOA2, correspondente às variáveis de altura de dossel e densidade de árvores (GLM $n = 35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,46$;GLM $n=35$; $p<0,001$; $R^2 = 0,2$; respectivamente) (Fig. 15). As guildas de escaladores de tronco e onívoros não tiveram relação significativa com nenhuma variável. Necrófagos, carnívoros e nectarívoros não foram avaliados nesta análise devido ao baixo número de detecções de espécies pertencentes a estas guildas, sendo os dados destas espécies utilizados apenas para computar a riqueza total.

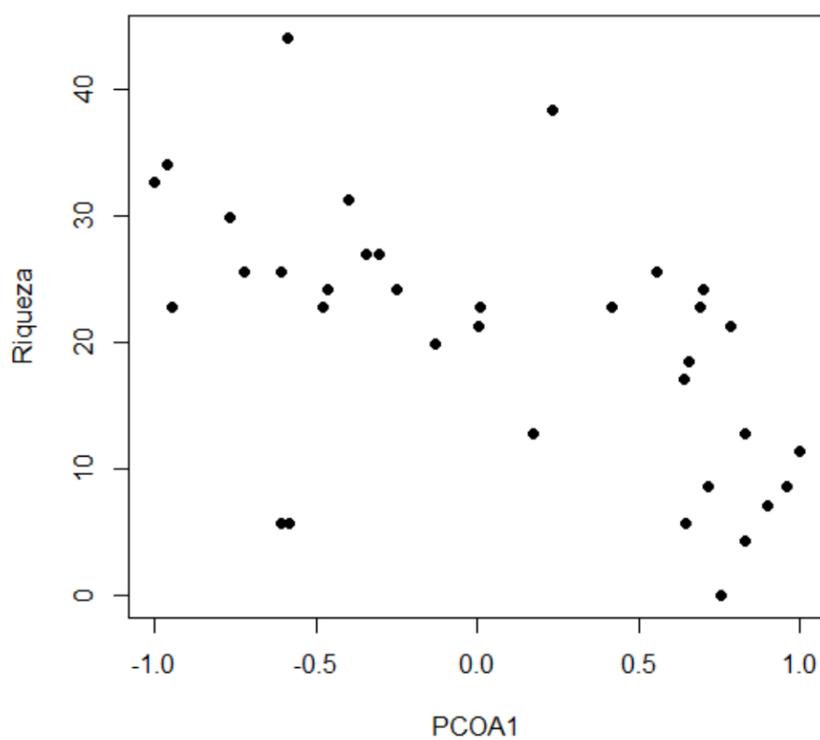


Figura 11 Riqueza de aves nos pontos de amostragem em função do eixo PCOA 1. Menores valores do eixo indicam maior conectividade e área (GLM, $n=35$; $p=0.00054$ R^2 0,36).

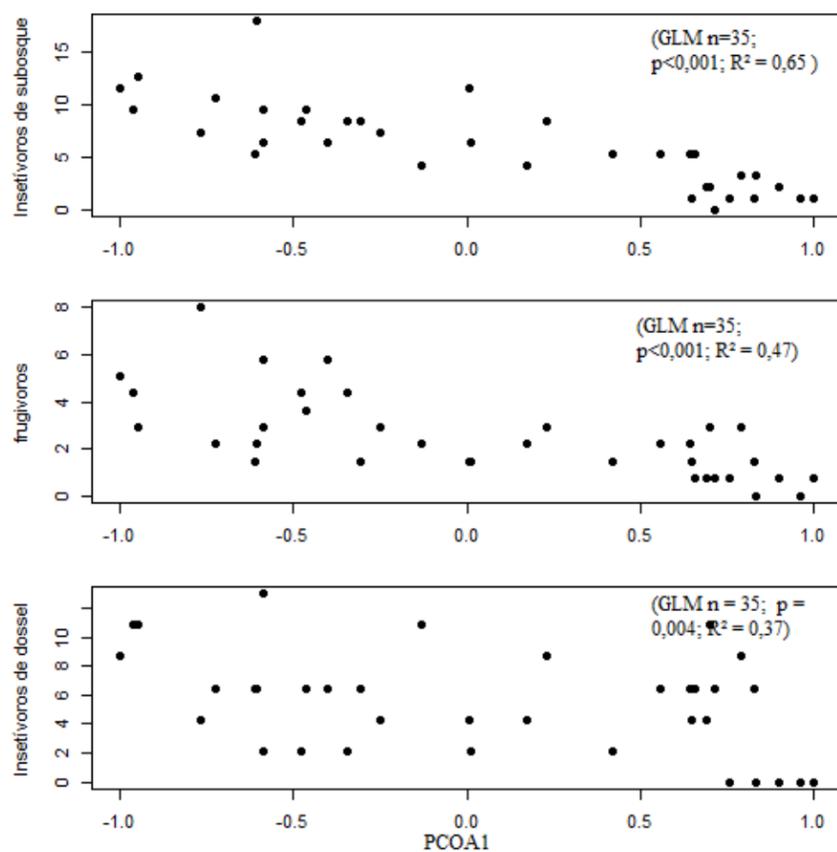


Figura 12 Riquezas de Insetivos de sub-bosquesubosque, frugívoros e insetivos de dossel em relação ao eixo PCOA1.

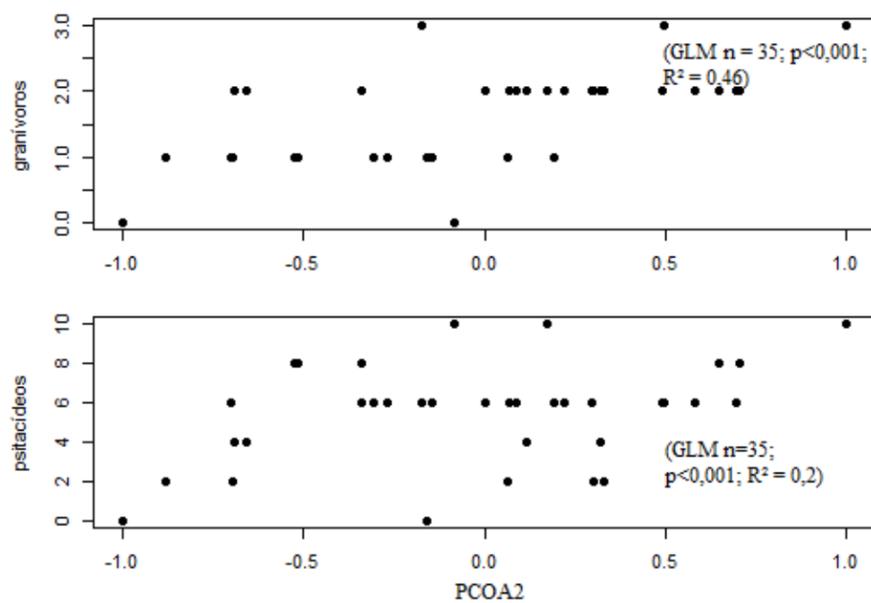


Figura 13 Riquezas granívoros e psitacídeos em função do eixo PCOA2.

Discussão

Estrutura da comunidade

A riqueza de espécies registradas correspondeu a 34% de todas as espécies registradas no Planalto da Bodoquena. Esta proporção, baixa em relação à riqueza total registrada para a área, esta diferença era esperada devido à exclusão na amostragem das espécies que não utilizam ambientes florestais e ao tipo de amostragem quantitativo utilizado, com pontos amostrais de raio fixo e tempo de duração determinado. Este tipo de amostragem resulta em dados mais comparáveis entre si, mas não proporciona uma amostragem muito ampla da biota regional. Porém é o método de amostragem mais indicado para estudos sobre a estrutura das comunidades (Vielliard & Silva 1990). A distribuição do Índice Pontual de Abundância demonstrou que a maior parte da comunidade de aves encontrada neste estudo foi composta por espécies com baixa abundância ($IPA < 0,1$) e poucas espécies abundantes. Este é um padrão biogeográfico comum às comunidades de aves neotropicais e posiciona estas áreas em um grupo susceptível à perda local de espécies, devido a alterações ambientais (Anjos 1992, Aleixo & Vielliard 1995). Espécies menos abundantes também apresentam maior sensibilidade à fragmentação devido à maior probabilidade de extinção local e ao menor número de indivíduos disponíveis para colonizar fragmentos vazios durante eventos de dispersão, reduzindo as chances de recolonização (MacArthur & Wilson 1967, Andrén 1994).

As espécies mais abundantes encontradas no trabalho pula-pula (*Basileuterus culicivorus*) (pula-pula), juriti-pupu (*Leptotila verreauxi*) choca-da-mata (*Thamnophilus caerulescens*), sabiá-barranco (*Turdus leucomelas*), jaó (*Crypturellus undulatus*), gritador (*Sirystes sibilator*), tiriba-fogo (*Pyrrhura devillei*) e pombão (*Patagioenas picazuro*), são espécies generalistas e com grande capacidade de deslocamento, tendo sido encontradas em abundâncias semelhantes por todo o gradiente de fragmentação (Tab. 4), não respondendo a nenhuma das variáveis estudadas.

Similaridade entre as comunidades

A ordenação pelo NMDS mostrou uma tendência de agrupamento dos pontos de acordo com a área dos fragmentos. A ordenação dos polígonos formados pelos pontos mostrou a formação de um grupo dos pontos localizados no PARNA Serra da Bodoquena, com os pontos do fragmento grande e conectado (Sgd). O fragmento "Sgd" possui uma área de 73,75ha e, dentre os fragmentos, foi o que apresentou o maior valor de prox (19,92), além de distar apenas 82 metros do PARNA Serra da Bodoquena. Neste fragmento foram encontradas espécies de frugívoros grandes como o pavó (*Pyroderus scutatus*) e o mutum

(*Crax fasciolata*), aves consideradas sensíveis à fragmentação (Willis 1979) por dependerem de árvores em frutificação para o forrageio durante o ano todo, um recurso distribuído de forma irregular e escassa pela paisagem (Morrison 1978).

Houve também a formação de um grupo pelos fragmentos "Cam" e "Car"., Estes dois fragmentos possuem características diferentes quanto à área, sendo que o fragmento "Cam" possui área considerada pequena (35,82ha) enquanto o fragmento "Car" foi o maior fragmento estudado (92ha). Ambos os fragmentos apresentaram um baixo valor de prox (0,05 e 0,2 respectivamente) sendo os fragmentos mais isolados da amostragem. O fragmento "Cam" porém apresentou uma média de riqueza de espécies alta (26 espécies), próximo à média de fragmentos maiores e mais conectados. Este fragmento está localizado próximo (275m) às reservas de várias propriedades da região que juntas somam cerca de 6000ha, as quais podem manter diversidade regional por meio do "efeito de resgate", por serem uma fonte de indivíduos que possivelmente colonizam os fragmentos, reduzindo a probabilidade de extinções nos fragmentos (Brown & Kodric-Brown 1977, Hanski 1982, Gotelli 1991), tornando o limiar de fragmentação onde ocorreria um maior número de extinções mais alto na escala da paisagem (Hanski & Ovaskainen 2002).

As análises de β diversidade mostraram que o fator mais importante para a dissimilaridade entre as áreas foi o "turnover" (β_{sim}), que está relacionado com a imigração de espécies a partir de áreas maiores, que funcionam como fontes de indivíduos, para as áreas menores, funcionando como receptores dos indivíduos, sendo afetada, principalmente pelo isolamento dos fragmentos em relação à área fonte de indivíduos (Brown & Kodric-Brown 1977). As análises de agrupamento "clustering" com as três medidas de β_{sor} , β_{sim} e β_{nes} , não mostraram tendência à formação de grupos alocados pela distância geográfica entre as áreas amostradas. Com isto pode-se concluir que as distâncias entre as áreas não interferem nos padrões observados, permitindo a análise da comunidade em todas as áreas como um conjunto biogeográfico.

Configuração da paisagem

O primeiro componente principal (PC1) recuperou 79% da variação entre os dados ambientais e foi relacionado com as medidas de área e isolamento (prox). O segundo componente principal (PC2) recuperou ainda 11% da variação e foi relacionado com as medidas densidade de árvores e altura do dossel. Esta análise demonstrou que a variação do tamanho da área e conectividade foi o fator mais importante para a ordenação dos pontos, sendo que a estrutura do hábitat teve uma variação menor entre os pontos amostrados. A correlação entre os dados de área e conectividade não permitiu a análise da importância de cada um destes fatores separadamente. Devido às características da paisagem, os fragmentos maiores foram também os mais próximos de outras áreas e os fragmentos menores os mais isolados. Este padrão é observado em paisagens com diferentes proporções de cobertura de vegetação nativa onde paisagens com maior proporção tendem a ter fragmentos maiores e mais conectados e paisagens com menor proporção fragmentos menores e mais isolados, desta forma existe uma dificuldade em isolar o efeito destes fatores (Saunders *et al.* 1991, Smith *et al.* 2009).

Alterações na paisagem causadas pela atividade antrópica podem resultar tanto na perda de área dos habitats naturais quanto na mudança de configuração dos remanescentes (fragmentação), de forma que estes dois efeitos são inevitavelmente correlacionados em certo grau (Smith *et al.* 2009) e muitas vezes combinados como apenas um fenômeno: perda de hábitat e fragmentação (Ewers & Didham 2006) ou simplesmente fragmentação (Gelling *et al.* 2007). Neste estudo o primeiro componente principal representou um gradiente de fragmentação, porém sem separar os efeitos de área e conectividade. Os pontos localizados em áreas maiores e mais conectadas tiveram menores "scores" no PC1, enquanto o contrário foi observado para pontos localizados em fragmentos menores e mais isolados. Portanto houve uma correlação negativa entre o eixo PC1 e as variáveis de área e isolamento (prox). O mesmo caso se deu com o segundo componente principal (PC2) onde pontos com maior densidade de árvores e altura do dossel tiveram menores "scores" na análise. Estas duas variáveis também foram positivamente correlacionadas entre si e seus efeitos sobre a comunidade foram analisados em conjunto.

Efeitos de área e isolamento e estrutura do hábitat sobre a comunidade de aves

A composição da comunidade de aves variou em função dos gradientes de fragmentação e estrutura do hábitat, conforme demonstrado pela análise de coordenadas principais (PCOA), indicando que algumas espécies podem não apresentar populações viáveis a partir de um determinado limiar de fragmentação, enquanto outras são beneficiadas ou não sofrem alteração quando as áreas florestais são subdivididas em porções menores e mais isoladas. A maior parte das espécies que apresentou correlação significativa com o eixo PCOA1 (gradiente de fragmentação), foi relacionada com a porção negativa do eixo, ou seja, áreas maiores e mais conectadas. Dentre as espécies que tiveram IPA maior do que a média e apresentaram sensibilidade à fragmentação, podemos destacar: O estalador (*Corythopsis delalandi*), que só foi registrado no PARNA Serra da Bodoquena e no fragmento "Sgd"; a ariramba-de-cauda-ruiva (*Galbula ruficauda*) e o chorozinho-de-chapéu-preto (*Herpsilochmus atricapillus*) que só foram registrados no Parque e nos fragmentos grandes. O arapaçu-verde (*Sittasomus griseicapillus*), limpa-folha-de-testa-baia (*Philydor rufum*), anambé-branco-de-bochecha-parda (*Tityra cayana*), cabeçudo (*Leptopogon amaurocephalus*) e o canário-do-mato (*Myiothlyps flaveola*), foram registrados no parque, em fragmentos grandes e nos fragmentos médios (embora nestes últimos o IPA destas espécies foi baixo, ver Tab. 4). A única espécie com correlação positiva maior que 0,5 com o eixo PCOA1 foi o catatau (*Campylorhynchus turdinus*), espécie comum em campos arborizados e bordas de mata.

A guilda dos insetívoros de sobosque foi a mais relacionada com o gradiente de fragmentação. Espécies deste grupo são consideradas sensíveis à fragmentação de ambientes florestais devido à sua baixa capacidade de locomoção por fitofisionomias abertas ou pela maioria das matrizes antropizadas (Bierregaard & Lovejoy 1989, Stouffer & Bierregaard 1995, Marini 2001). O pula-pula (*Basileuterus culicivorus*) e a choca-da-mata (*Thamnophilus caerulescens*) foram as duas espécies desta guilda mais abundantes em todas as áreas, sendo encontradas mesmo em fragmentos pequenos e isolados. Este tipo de resposta pode ser relacionado com características de vida destas espécies. O pula-pula é uma espécie gregária com alta densidade populacional, fator que pode conferir maior resistência à fragmentação por prover um maior número de indivíduos dispersivos, passíveis de colonizar os fragmentos próximos durante eventos de dispersão (Henle *et al.* 2004, Ewers & Didham 2006). A choca-da-mata é uma espécie territorial e, em geral os indivíduos adultos formam casais, não permitindo a presença de indivíduos adultos da mesma espécie ocupando o território defendido pelo casal. Possivelmente indivíduos jovens são expulsos dos fragmentos maiores quando estes atingem um ponto de saturação e podem colonizar outros fragmentos (Wiens 1992). Outra hipótese para explicar a presença de espécies consideradas sensíveis em fragmentos pequenos e isolados seria o tempo de isolamento que possivelmente não foi o suficiente para a ocorrência de todas as extinções esperadas (Brooks *et al.* 1999, Hanski & Ovaskainen 2002, Ovaskainen & Hanski 2002). Alguns indivíduos de espécies de pequeno porte poderiam sobreviver e se reproduzir por um certo tempo em fragmentos onde uma população viável a longo prazo não poderia persistir (Brooks *et al.* 1999). O canário-do-mato foi uma espécie que apresentou alta sensibilidade à fragmentação no presente estudo, porém sua presença tem sido reportada em fragmentos pequenos e isolados em outras regiões (Guilherme Dalponti, observações pessoais). A possibilidade da metodologia escolhida não ter sido capaz de detectar esta espécie em fragmentos pequenos é baixa devido à alta conspicuidade do canto territorial desta espécie, a qual vocaliza durante todo o ano. Isso sugere que possivelmente a resposta regional desta espécie no Planalto da Bodoquena é diferente da de outras regiões.

A ordenação das espécies em relação à densidade de árvores e altura do dossel mostrou que existem espécies relacionadas de formas distintas a este gradiente. Foram encontradas espécies relacionadas a áreas com maior densidade de árvores e altura do dossel (porção negativa do eixo) em proporções semelhantes a espécies relacionadas a áreas com menor densidade de árvores e altura do dossel (porção positiva do eixo). Desta forma pode-se concluir que estas variáveis não afetaram a riqueza, mas foram importantes para a composição de espécies. Portanto, a área e conectividade podem ser consideradas as variáveis mais

importantes para riqueza de espécies (Forman *et al.* 1976, Galli *et al.* 1976). De forma geral as áreas com menor densidade de árvores e altura de dossel foram áreas de floresta degradada, com sinais de perturbação antrópica. Estas variáveis não foram correlacionadas com a área, tendo sido observados fragmentos bem preservados com uma boa estruturação da vegetação, assim como pontos dentro da área contínua do parque apresentando fortes sinais de perturbação. Algumas espécies como o gritador (*Syristes sibilator*), enferrujado (*Lathrotriccus euleri*), figuinha-de-rabo-castanho (*Conirostrum speciosum*), estalador, chorozinho-de-chapéu-preto e o canário-do-mato foram correlacionadas negativamente com ambos os eixos, o que indica que, além de dependerem de áreas grandes e conectadas estas espécies também estão relacionados a ambientes mais preservados quanto à estrutura da vegetação.

A perda de área e a conectividade afetaram negativamente a riqueza de espécies, considerando-se toda a comunidade, e também a dos grupos de insetívoros de sobosque, frugívoros e insetívoros de dossel, quando analisadas separadamente. Estes resultados indicam que a efetiva conservação da comunidade de aves florestais no Planalto da Bodoquena depende da manutenção de áreas florestadas grandes e conectadas. Em fragmentos pequenos e isolados a comunidade tende a ser dominada por um grupo menor de espécies adaptadas ao distúrbio (Brown & Hutchings 1997, Tocher *et al.* 1997, Tabarelli *et al.* 2004). O equilíbrio dinâmico entre as extinções locais e recolonizações, proposto por MacArthur & Wilson (1967), tem como pressuposto a relação entre o tamanho da área e o isolamento. A primeira influenciando a capacidade do remanescente em sustentar maiores populações das espécies (maiores populações têm menores chances de sofrer extinção local), e a segunda, influenciando nas taxas de recolonização. De acordo com a teoria de metapopulações (Levins 1969), a persistência das espécies em paisagens fragmentadas depende da capacidade de os indivíduos se locomoverem através da matriz e sobreviverem em pelo menos um fragmento ao longo do tempo (Hanski *et al.* 1994). De forma geral trabalhos empíricos testando as duas teorias têm demonstrado que fragmentos menores e mais isolados abrigam um menor número de espécies, com populações menores, além de apresentarem menor probabilidade de recolonização por indivíduos vindos de áreas-fonte. Além disso, fragmentos muito pequenos e isolados por matrizes antrópicas podem ter a sua biodiversidade muito diminuída (Buckley 2000, Gascon *et al.* 2000, Tabarelli *et al.*, 2004).

Enquanto a densidade de árvores e altura do dossel tiveram efeito apenas sobre os granívoros e psitacídeos, as guildas dos insetívoros de sub-bosque e frugívoros são notadamente sensíveis à fragmentação, à perda de área e ao aumento do isolamento. Esses parâmetros influenciaram fortemente a riqueza de espécies nestes grupos, sendo sua influencia menor no caso dos insetívoros que forrageiam no dossel, possivelmente porque estas espécies são melhor adaptadas a ambientes gerados pela fragmentação, como bordas e áreas abertas (Foggo *et al.* 2001). A presença de muitas espécies da guilda dos insetívoros de dossel (guilda que teve a maior média de riqueza no fragmento grande e conectado (Sgd), pode ser responsável pelo aumento na riqueza em fragmentos grandes e conectados, nos quais a formação da "borda" com a matriz antropizada cria maior heterogeneidade ambiental por fornecer condições propícias para espécie adaptadas a este tipo de distúrbio e os fragmentos ainda são grandes e conectados o suficiente para também manter populações de aves sensíveis à fragmentação (Fahrig 2003). No fragmento "Sgd", onde ocorreram as maiores médias de riqueza, foram encontradas espécies de grandes frugívoros como o pavó e mutum, e também de insetívoros de sub-bosque, como o estalador e o canário-do-mato, além de várias espécies de insetívoros que forrageiam no dossel, principalmente tiranídeos.

A riqueza de espécies da guilda dos granívoros e dos psitacídeos foi maior em ambientes mais perturbados, estando negativamente correlacionada com a densidade de árvores e altura do dossel. Os granívoros são bastante relacionados a áreas abertas, utilizando a matriz antropizada como área de forrageamento, sobretudo pastagens cultivadas (Godoy 2014). A maior

riqueza deste grupo em matas menos estruturadas pode ser explicada pela densidade compensatória destas espécies em relação a outras, dependentes de condições de hábitat mais restritas (dos Anjos & Gimenes 2003).

As aves podem realizar movimentações entre diferentes tipos de ambiente, em busca de recursos alimentares, locais de reprodução ou devido a alterações no hábitat, podendo ocupar ambientes distintos ecologicamente e a longas distâncias geográficas (Bullock *et al.* 2002, Bildstein 2006, Cardador *et al.* 2015). Os psitacídeos obtém alimento nas lavouras de milho e soja que permeiam os fragmentos durante boa parte do ano. Os bandos realizam movimentos circadianos entre os campos de cultivo e as áreas florestadas, onde passam as noites e se reproduzem, podendo ser encontrados nas matas pelo início da manhã e no fim das tardes e nas lavouras durante todo o dia (Mahecha *et al.* 2005). O fato de poder utilizar a matriz adjacente não necessariamente torna os psitacídeos menos sensíveis à alteração do hábitat e fragmentação, pois estes dependem de áreas florestadas para a reprodução por utilizarem ocos de troncos para nidificar (Guedes 1993). A presença de árvores mortas em pé, onde ocorre a formação de ocos, é inclusive um indicador de boa qualidade ambiental das florestas (Faria 2002). Portanto a riqueza dos psitacídeos não deve ser considerada um bom indicador de qualidade ambiental na escala dos fragmentos, uma vez que eles podem estar presentes em um ambiente mais degradado, mas não utilizarem-no como área de forrageio e reprodução, dependendo da conservação de um mosaico contendo ambientes mais preservados na paisagem.

Considerações sobre a conservação

O papagaio-galego (*Alipiopsitta xanthops*) e a tiriba-fogo (*Pyrrhura devillei*), classificados na categoria "NT", quase ameaçados (IUCN 2013), foram registrados neste estudo. A tiriba-fogo possui distribuição restrita, ocorrendo no Brasil apenas no estado de Mato Grosso do Sul, sendo o PARNA Serra da Bodoquena a única unidade de conservação federal dentro da área de ocorrência desta espécie. Apesar de não ter sido registrada em nenhum ponto, a arara-azul-grande (*Anodorhynchus hyacinthinus*) classificada na categoria "VU", vulnerável (IUCN 2013) foi avistada em áreas próximas às localidade de amostragem e no fragmento "Car" (Guilherme Dalponti, observações pessoais). Apesar de estas espécies utilizarem ambientes antropizados como lavouras e pastagens com presença de árvores isoladas, principalmente palmeiras de bocaiúva, para forragear e se locomover, sua conservação depende da conservação de locais de nidificação, principalmente ocos de árvores, tornando-os vulneráveis a alterações antrópicas muito drásticas (Guedes 1993).

Considerando o forte apelo turístico do Planalto da Bodoquena, sendo um destino de ecoturismo com tendência ao crescimento deste tipo de atividade (Sabino & Andrade 2003), a manutenção de unidades de conservação e RPPNs com importante função de preservação de espécies raras, ameaçadas e pouco abundantes é importante para fortalecer o influxo de turistas de observação de aves ("birdwatchers"), um grupo de turistas considerado comprometido com o estudo e conservação das aves (Kellert 1985). Servindo como subsídio à exploração de atividades econômicas conservacionistas.

Conclusões

A composição da comunidade de aves no Planalto da Bodoquena apresentou variações em relação à área e isolamento das áreas amostradas. Este resultado aponta que fragmentos menores e mais isolados apresentam conjuntos de espécies diferentes dos fragmentos maiores e mais conectados, assim como das áreas contínuas. Várias espécies não estiveram presentes ou tiveram sua densidade diminuída em fragmentos muito pequenos e isolados, sugerindo uma tendência à simplificação das comunidades sob estas condições.

A estrutura das comunidades mostrou que um grande número de espécies está correlacionada com áreas maiores e mais conectadas, principalmente espécies com menor amplitude de nicho e dependentes de recursos mais específicos, assim como espécies com populações menores e menor capacidade de dispersão. Apenas uma espécie generalista, o catatau (*Campylorhynchus turdinus*), foi aparentemente beneficiado pela fragmentação, apresentando relação com áreas menores e mais isoladas.

A riqueza de espécies foi negativamente afetada pela perda de área e aumento do isolamento, sendo que as áreas contínuas e fragmentos maiores e/ou menos isolados apresentaram riquezas de espécies maiores que fragmentos menores e/ou mais isolados. As diferenças nas variações de riqueza apresentadas pelas guildas alimentares mostra que a estrutura das comunidades é afetada pela fragmentação, com alguns grupos de espécies tendo sua representatividade diminuída em fragmentos menores e mais isolados, enquanto outros grupos não apresentaram resposta. O fragmento grande e conectado apresentou um aumento na riqueza, provavelmente relacionado com o acréscimo na comunidade das espécies relacionadas à ambientes de borda. Este resultado aponta para a necessidade de, numa escala de paisagem, preservar grandes áreas florestadas para a conservação de um maior número de espécies, bem como para a conservação de espécies mais sensíveis à fragmentação.

Os grupos dos insetívoros de subosque, de frugívoros e de insetívoros de dossel foram os mais afetados pela área e isolamento, tendo sua riqueza diminuída em áreas menores e mais isoladas. Dentre as espécies da guilda dos insetívoros de subosque podemos destacar o estalador (*Corythopsis delalandi*) e o canário-do-mato (*Myiothlyps flaveola*) que tiveram altos índices pontuais de abundância nas áreas contínuas, mas foram pouco abundantes ou ausentes nos fragmentos. Os frugívoros ocorreram em menor abundância, mesmo nas áreas contínuas, havendo poucos registros para espécies desta guilda, principalmente daqueles de grande porte. Neste grupo podemos destacar a presença do pavó (*Pyroderus scutatus*) e do mutum (*Crax fasciolata*) apenas na área contínua e no fragmento grande e conectado, e o registro dos piprídeos soldadinho (*Antilophia galeata*) e uirapuru-laranja (*Pipra fasciicauda*), somente nas áreas contínuas.

Referências

- Aleixo A, Vielliard JME. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 12 (3): 493–511.
- Andrén H. 1992. Corvid Density and nest Predation in Relation to Forest Fragmentation – A Landscape Perspective. *Ecology*. 73: 794–804.
- Andrén H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*. 71(3) 355–366.
- Antongiovanni M , Metzger JP. 2004. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*. 122: 441–451.
- Dos 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 pp.
- Dos Anjos L, Schuchmann KL, Berndt R, 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi River Basin, Paraná State, southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 8: 145–173.

- Antongiovanni M, Metzger JP. 2004 Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*. 122: 441–451.
- Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart S. 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species: A global species assessment. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 217 pp.
- Barbaro L, Giffard B, Charbonnier Y, Van Halder I, Brockerhoff EG. 2013. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Diversity and Distributions*. 20: 149–159.
- Baselga A, Orme CD. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*. 3: 808–81.
- Baselga A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.
- Batáry P, Matthiesen T, Tschardt T. 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*. 143:2020–2027.
- Bierregaard Jr. RO, Stouffer PC. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforest. Pages 138–155 in Laurance W F, Bierregaard Jr. RO editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago
- Bierregaard RO, Lovejoy TE. 1989. Effects of Forest Fragmentation on Amazon Understorey Bird communities. *Acta Amazonica*. 19 (1): 215– 241.
- Bildstein KL. 2006. *Migrating Raptors of the World*. Comstock Publishing, Sacramento, CA. 336p.
- Boggiani PC, Fairchild TR, Coimbra AM. 1993. O grupo corumbá (Neoproterozóico – Cambriano) na região Central da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul (Faixa Paraguai), *Revista Brasileira de Geociências*. 23 (3): 301–305.
- 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 TM, Pimm SL, Oyugi JO. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*. 13:1140–1150.
- Brown JH, Kodric-Brown A. 1977. Turnover Rates in Insular Biogeography Effect of Immigration on Extinction. *Ecology* 58:445–449
- Brown Jr. KS, Hutchings, RW. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian butterflies. In: Laurance WF, Bierregaard Jr. RO. 1998. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. pp. 91±110.
- Brown KS, Hutchings RW. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: Laurance WF, Bierregaard Jr. RO. 1998. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. pp. 91±110.
- Buckley LB. 2000. *The Dynamics of Temperate Forest Fragmentation: an Examination of Susceptibility to Woody Invasive Species*. Bachelor Thesis. WILLIAMS COLLEGE, Williamstown, Massachusetts. 83 pp.
- Bullock JM, Kenward RE, Hails RS. 2002. *Dispersal Ecology*. Malden, MA: Blackwell. 458 pp.
- Burgess RL, Shape DM. 1981. *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. Ecological Studies 41. Springer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin. 310 pp.
- Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kieerulff MC. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE*. 7(8): e41671. doi:10.1371/journal.pone.0041671.

- Cardador L, Navarro J, Forero MG, Keith A, Hobson KA, Santi Mañosa S. 2014. Breeding origin and spatial distribution of migrant and resident harriers in a Mediterranean wintering area: insights from isotopic analyses, ring recoveries and species distribution modelling. *Journal of Ornithology*. 156: 247–256.
- 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.
- Connor E F, McCoy ED. 1972. The Statistics and Biology of the Species–Area Relationship. *The American Naturalist*. 113 (6) : 791–833.
- Cottam G, Curtis JT. 1956. The use of Distance Measures Phytosociological Sampling. *Ecology*. 37(3): 451–460.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). 2015. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (<http://www.hbw.com/> on [05-06/11/2014])
- Diamond JM. 1972. Biogeographic Kinetics: Estimation of Relaxation Times for Avifaunas of Southwest Pacific Islands. *Proceedings of the National Academy of Science*. 69 (11): 3199–3203.
- Eken G, Bennun L, Boyd C. 2004. Protected areas design and systems planning: key requirements for successful planning, site selection and establishment of protected areas. Pages 37-44 in Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD). *Biodiversity Issues for Consideration in the Planning, Establishment and Management of Protected Area Sites and Networks*. Montreal: SCBD
- Ewers RM, Didham RK .2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*. 81:117–142.
- Fahrig L. 1997. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction. *The Journal of Wildlife Management*. 61(3): 603–610.
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Felfili JM. 2003. Fragmentos florestais estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos, in Costa R. B .*Fragmentação Florestal e Alternativas Para o Desenvolvimento Rural na Região Centro–Oeste*. UCDB, Campo Grande, MS.139–160.
- Ferraz IDK, Leal Filho N, Imakawa AM, Varela VP, Piña–Rodrigues FCM. 2004. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 34(4): 621 – 633.
- Foggo A, Ozanne CMP, Speight MR, Hambler C. 2001. Edge effects and tropical forest canopy invertebrates. *Plant Ecology*. 153: 347–359,
- Forman RTT et al. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some landuse implications. *Oecologia*, Berlin. 26: 1–8.
- Foster RB. 1980. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. – In: Soule, M. E. and Wilcox, B. A. (eds), *Conservation biology. An evolutionary–ecological perspective*. Sinauer, Sunderland, MA. pp: 75–92.
- Galli AE, CHARLES F. Leck CF, Forman RTT. 1976. Avian distribution patterns within sized different sized forest islands in central New Jersey. *Auk*, Lawrence. 93: 356–365.
- Gascon C, Williamson GB, Fonseca GAB. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*. 288: 1356–1358.
- Gaston KJ, Blackburn TM. 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell, Malden. 392 pp.
- Gauch HG. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, London. 307 pp.

- Gelling M, Macdonald DW, Mathews F, 2007 Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology*. 22:1019–1032.
- Gimenes MR, dos Anjos L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*. 25 (2): 391–402.
- Godoi MN. 2014. Comunidades de aves em gradientes de vegetação na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) Campo Grande, MS. 138p.
- Faria DM. 2002. Comunidade de Morcegos em uma Paisagem Fragmentada da Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) Campinas, SP. 134p.
- Goerck JM. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology*, Cambridge. 11: 112–118.
- Gotelli NJ. 1991. Metapopulation Models: The Rescue Effect, the Propagule Rain, and the Core-Satellite Hypothesis. *The American Naturalist*. 138 (3): 768-776.
- Grey MJ, Clarke MF, Loyn RH. 1998. Influence of the Noisy Miner *Manorina melanocephala* on avian diversity and abundance in remnant Grey Box woodland. *Pacific Conservation Biology*. 4: 55 –69.
- Groemping U. 2006. Relative Importance for Linear Regression in R: The Package relaimpo: *Journal of Statistical Software* 17, Issue 1. Downloadable at <http://www.jstatsoft.org/v17/i01>
- Guedes NMR. 1993. Biologia reprodutiva da arara azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) no Pantanal –MS, Brasil. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências Florestais, ESALQ/USP. Orientação: Álvaro Fernando de Almeida.
- Haila J. 2002. A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography to Landscape Ecology. *Ecological Applications*. 12(2): 321–334
- Hanski I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos*. 38:210–221
- Hanski I, Gilpin M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological journal of the Linnean Society*. 42: 3–16
- Hanski I, Kuussaari M, Nieminen M. 1994. Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinixa*. *Ecology*. 75: 747 - 762.
- Hanski I, Ovaskainen O. 2002. Extinction Debt at Extinction Threshold. *Biodiversity and Conservation*. 13: 207–251.
- Henle K, Davies KF, Kleyes M, Margules C, Settele J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*. 13: 207–251.
- Hutchinson GE. 1965. *The ecological theater and the evolutionary play*. Yale University Press. 139 pp.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (2013) *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 02/08/2013.
- Jaeger JAG. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. 15: 115–130.
- Kellert SR. 1985. Birdwatching in American Society. *Leisure Sciences*. 7(3): 343- 360.
- Jamoneau A, Chabrierie O, Closset-Kopp D, Decocq G. 2012. Fragmentation alters beta-diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities. *Ecography* 35: 124–133.
- Joly P, Miaud C, Lehmann A, Grolet O. 2001. Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology*. 15: 239–248.

- Laiolo P. 2002. Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north–western Italy. *Folia Zoologica*. 51 (2):121–128
- Laurance WF, Ferreira LV, Rankin–de Merona JM, Laurance SG, Hutchings RW, Lovejoy TE. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities *Conservation Biology*. 12:460–464.
- Laurance WF, Ferreira LV, Rankin–de Merona JM, Laurance SG. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities *Ecology*. 79:2032–2040.
- Laurance WF, Gascon C, Rankin–de Merona JM. 1998. Predicting effects of habitat destruction on plant communities: a test of a model using Amazonian trees. *Ecological Applications*. 9:548–554.
- Leakey RE, Lewin R. 1995. *Sixth extinction: patterns of life and the future of human kind*. Anchor. 288 pp.
- Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M, Gonzalez A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*. 7: 601–613.
- Lennon JJ, Koleff P, Greenwood JJD, Gaston K. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*. 70: 966–979.
- Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*. 15: 237–240.
- Lovejoy TE, Bierregaard Jr RO, Rankin JM, Schubart HOR. 1983. Ecological dynamics of forest fragments. Pages 377–384 in S. L. Sutton, T. C. Whitmore, and A. C. Chadwick, editors. *Tropical rain forest: ecology and management*. Blackwell Scientific, Oxford, United Kingdom.
- Lovejoy TE, Bierregaard Jr. RO, Rylands AB, Malcolm JR, Quintela CE, Harper LH, Brown Jr. KS, Powell AH, Powell GVN, Schubart HOR, Hays MB. 1986. Edge effects and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé ME (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 257±285.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*, Monographs in population biology. Princeton University Press. Princeton.
- MacArthur RH, Wilson EO. 1963. An Equilibrium Theory of Insular Zoography. 17 (4): 373–387.
- Mahecha JVR, Suárez FR, Arzuza DE, Hernández AG. 2005. *Loros, Pericos & Guacamayas Neotropicales*. Panamericana Formas e Impresos S. A., Bogota D.C. 148pp.
- Marini MA, Durães R. 2001. Annual patterns of molt and reproductive activity of passerines in south–central Brazil. *The Condor*. 103: 767–775.
- Marini MA. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* .11: 11–23
- Maron M, Grey MJ, Catterall CP, Major RE, Oliver DL, Clarke MF, Loyn RH, MacNally R, Davidson I, Thomson JR. 2013. Avifaunal disarray due to a single despotic species. *Diversity and Distributions*. 19: 1468–1479.
- Metzger JP, Décamps H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*. 18: 1–12.
- Mittermeier RA, Mittermeier CG, Brooks TM, Pilgrim JD, Konstant WR, Da Fonseca GAB, Kormos C. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 100: 10309–10313.
- MMA– Ministério do Meio Ambiente Brasil. 2007. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira*, Brasília, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. <http://www.mma.gov.br>

- Mohd–Azlan J, Lawes MJ. 2011. The effect of the surrounding landscape matrix on mangrove bird community assembly in north Australia *Biological Conservation*. 144: 2134–2141.
- Morrison DW. 1978. Foraging ecology and energetics of the frugivorous bat *Artibeus jamaicensis*. *Ecology*. 59: 716–723.
- Morrison DW. 1978. influence of habitat on the foraging distances of the fruit bat, *Artibeus jamaicensis*. *Journal of Mammalogy* 59: 622–624.
- Morrone JJ. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean Islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna, *Annual Review of Entomology*. 51: 467–494.
- Mueller–Dombois D, Ellenberg H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, New York. 574 p.
- Myers N. 1992. *The Primary Source: Tropical Forests and Our Future*. Norton, New York. 416 pp.
- Opdam P, Verboom J, Pouwels R. 1993. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology*. 18: 113–126.
- Ovaskainen O, Sato K, Bascompte J, Hanski I. 2002. Metapopulation Models for Extinction Threshold in Spatially Correlated Landscapes. *Journal of Theoretical Biology*. 215 (1): 95–108.
- Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PA, Metzger JP. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLoS ONE* 5(10): e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666.
- Pickett STA, White PS, editors. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida. 472 pp.
- Piratelli AJ, Siqueira MAC, Marcondes–Machado LO. 2000. Reprodução e muda de penas em aves de sub–bosque na região leste de Mato Grosso do Sul. *Ararajuba*. 2 (8): 99–107.
- Ponce VM, Cunha CN. 1993. Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: A synthesis. *Journal of Biogeography*. 20: 219–225.
- Prado DE, Gibbs PE. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 902–927.
- Preston FW. 1960. Time and Space and the Variation of Species. *Ecology*. 41 (4): 612–627.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Rainforest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*. 142: 1141–1153
- R Development Core Team, 2005. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, www.R-project.org.
- Rosenzweig ML. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K. 347 p.
- Roughgarden J, Heckel D, Fuentes ER. 1983. Coevolutionary theory and the biogeography and community structure of Anolis. *Lizard Ecology: Studies of a Model Organism* (eds: Huey RB, Pianka ER, Schoener TW), Harvard University Press, Cambridge, MA pp. 371– 410.
- Sabino J & Andrade LP. 2003. Uso e Conservação da Ictiofauna no Ecoturismo da Região de Bonito, Mato Grosso do Sul: O Mito da Sustentabilidade Ecológica no Rio Baía Bonita (Aquário Natural de Bonito). *Biota Neotropica*. 3: 1-9.
- Sallun Filho W, Karmann I, Boggiani PC, Petri S, Cristalli OS, Utida G. 2009. A deposição de tufas quaternárias no estado de Mato Grosso do Sul: proposta de definição da formação Serra da Bodoquena. *Geol. USP, Sér. cient., São Paulo*. 9 (3): 47–60.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* Vol 5, March. 1: 18–32.

- Silva JMC, Bates JM. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*. 52: 225-233.
- Sgrillo R .2012. Cocoa Research Center(CEPLAC/CEPEC) Ilhéus, Bahia Brasil.
- Silvestre R, Demétrio M F, Delabie JH.C. 2012. Community Structure of Leaf–Litter Ants in a Neotropical Dry Forest: A Biogeographic Approach to Explain Betadiversity, *Psyche*, Article ID 306925, 15 pages.
- Simberloff DS. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *American Naturalist*. 106:414-418.
- Smith AC, Koper N, Francis CM, Fahrig L. 2009. Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. *Landscape Ecology*. 24:1271–1285.
- Stouffer PC, Bierregaard Jr RO.1993.Spatialandtemporalabundance patterns of Ruddy Quail–Doves (*Geotrygon montana*) near Manaus, Brazil. *Condor*. 95:896–903.
- Stratford JA,Stouffer PC. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*. 13:1416–1423.
- Swihart R K, Feng Z, Slade NA, Mason DM, Gehring TM. 2001. Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator/prey metapopulation model. *Journal of Theoretical Biology*. 210: 287–303
- Tabarelli M, Silva JMC, Gascon C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*. 13: 1419– 1425.
- Tocher MD, Gascon C, Zimmerman BL. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten year study. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 124±137.
- Terborgh J. 1974. Observation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *Bioscience*. 24: 715-722.
- Tubelis DP, Cowling A, Donnelly C. 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 (3) 353–364.
- Uetanabaro M, Souza FL, Landgraf Filho P, Beda AF, Brandão RA. 2007. Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*. 7 (3): 279–289.
- Uezu A, Metzger JP . 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity Conservation*. 20: 3627–3643.
- Uezu A. 2010. Composição e Estrutura da Comunidade de Aves na Paisagem Fragmentada do Pontal do Paranapanema. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências na Universidade de São Paulo, São Paulo SP, 193 pp
- Van Perlo B. 2009. *A Field Guide to the Birds of Brazil*. Oxford University Press, October, 480 pp.
- Veloso HP, Rangel Filho ALR, Lima J CA.1991 *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, 123 pp. Disponível em: . Acesso em: out. 2014.
- Vielliard JME, Silva WR. 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: 117–151.
- Wiens JA. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*. 3 (4): 4 385– 397.
- Wiens JA. 1992. Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview. In: Hansen AJ, di Castri F. (Editors), *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer, New York, pp. 217–235.
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*, ed. M. E. Soulé. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 237–56.

Williams CB.1964. Patterns in the Balance of Nature and related Problems in Quantitative Ecology. London and New York:

Academic Press. 324 pp.

Willis EO, Oniki Y. 1992. Losses of São Paulo birds are worse in the interior than in Atlantic forests. *Ciência e Cultura*. 44: 326–328.

Willis EO. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlands in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*. 33: 1–25.

Wright Jr. HE. 1974. Landscape development, forest fire and wilderness management. *Science*. 186: 487–495.

Tabela 5 Espécies de aves registradas no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, com os respectivos nomes populares, siglas utilizadas neste trabalho, guilda trófica, e IPA geral, no PARNA Serra da Bodoquena, nos fragmentos grandes, médios e pequenos

Espécie	nome popular	Sigla	guilda trófica	IPA				
				geral	contínuos	grandes	médios	Pequenos
Tinamiformes								
Tinamidae								
<i>Crypturellus undulatus</i>	Jaó	Crypund	Onívoro	0.33333	0.2381	0.40909	0.33333	0.5714286
<i>Crypturellus tataupa</i>	nhambu-chintã	Crypta	onívoro	0.09804	0.11905	0.13636	0	0.1428571
Galliformes								
Cracidae								
<i>Ortalis canicolis</i>	aracuã-do-pantanal	Ortcan	frugívoro	0.08824	0.04762	0.09091	0.2381	0
<i>Aburria cumanensis</i>	jacutinga-de-garganta-azul	Abucum	frugívoro	0.04902	0.02381	0.09091	0	0.1428571
<i>Penelope superciliaris</i>		Pensup	frugívoro	0.01961	0.02381	0.04545	0	0
<i>Crax fasciolata</i>		Crafas	frugívoro	0.02941	0.07143	0.04545	0	0
Accipitriformes								
Acciptridae								
<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	Rupmag	onívoro	0.07843	0.02381	0.09091	0.19048	0
<i>Buteo albonotatus</i>	gavião-de-rabo-branco	Butalb	carnívoro	0.0098	0	0	0	0.0714286
Columbiformes								
Columbidae								
<i>Leptotila verreauxi</i>	jurití-pupui	Lepver	granívoro	0.42157	0.38095	0.45455	0.33333	0.7142857
<i>Patagioenas picazuro</i>	Pombão	Patopic	granívoro	0.2549	0.14286	0.40909	0.42857	0.1428571
<i>Patagioenas cayenensis</i>	pomba-galega	Patocay	granívoro	0.01961	0.02381	0	0.04762	0

<i>Columbina picui</i>	rolinha-de-asa-canela	Colpic	granívoro	0.0098	0.02381	0	0	0
Cuculiformes								
<i>Cuculidae</i>								
<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	Piaycay	insetívoro	0.05882	0.02381	0.09091	0.14286	0
<i>Tapera naevia</i>	Saci	Tapenae	insetívoro	0.0098	0	0	0.04762	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa-lagarta-acanelado	Cocmel	insetívoro	0.0098	0	0	0	0.0714286
Strigiformes								
<i>Strigidae</i>								
<i>Glaucidium brasilianum</i>		Glaubra	insetívoro	0.03922	0	0.09091	0.09524	0
Apodiformes								
<i>Trochilidae</i>								
<i>Chlorostilbom lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho	Chloluc	nectarívoro	0.12745	0.14286	0.18182	0.09524	0.0714286
<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	Phaepre	nectarívoro	0.04902	0.09524	0	0.04762	0
<i>Anthracocharax nigricollis</i>	beija-flor-de-veste-preta	Anthnig	nectarívoro	0.0098	0	0.04545	0	0
Trogoniformes								
<i>Trogonidae</i>								
<i>Trogon curucui</i>	surucuá-de-barriga-vermelha	Trogcui	insetívoro	0.22549	0.21429	0.36364	0.04762	0.3571429
Coraciiformes								
<i>Momotidae</i>								
<i>Momotus momota</i>	udu-de-coroa-azul	Motmot	onivoro	0.14706	0.16667	0.13636	0.09524	0.2142857
Galbuliformes								
<i>Galbulidae</i>								

<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba-de-cauda-ruiva	Galbruf	insetívoro	0.05882	0.11905	0.04545	0	0
Bucconidae								
<i>Nystalus charuru</i>	joão-bobo	Nyscha	onívoro	0.01961	0	0.04545	0.04762	0
Piciformes								
Ramphastidae								
<i>Ramphastos toco</i>	tucano-toco	Ramptoc	onívoro	0.18627	0.11905	0.18182	0.19048	0.4285714
<i>Pteroglossus castanotis</i>	araçari-castanho	Ptercas	onívoro	0.09804	0.02381	0.18182	0.04762	0.2857143
Picidae								
<i>Picummnus albosquamatus</i>	pica-pau-anão-escamado	Picalb	escalador de tronco	0.10784	0.21429	0	0.04762	0.0714286
<i>Piculus crysochlorus</i>	pica-pau-dourado-escuro	Picry	escalador de tronco	0.03922	0	0.04545	0.09524	0.0714286
<i>Dryocoppus lineatum</i>	pica-pau-de-banda-branca	Dryolin	escalador de tronco	0.09804	0.11905	0.18182	0.04762	0
<i>Melanerpes candidus</i>	Birro	Melcan	escalador de tronco	0.02941	0	0.04545	0.04762	0.0714286
<i>Celeus lugubris</i>	pica-pau-louro	Cellug	escalador de tronco	0.08824	0.04762	0.18182	0.14286	0
<i>Veniliornis passerinus</i>	picapauzinho-anão	Venpas	escalador de tronco	0.07843	0.04762	0.22727	0.04762	0
Falconiformes								
Falconidae								
<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé	Micruf	carnívoro	0.0098	0	0.04545	0	0
<i>Caracara plancus</i>	Carcará	Carpla	onívoro	0.0098	0	0	0	0.0714286
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Acauã	Herpcac	carnívoro	0.03922	0.02381	0.09091	0.04762	0
Psittaciformes								
Psittacidae								
<i>Brotogeres chiriri</i>	perequito-do-encontro-amarelo	Brochi	predador de sementes	0.26471	0.16667	0.54545	0.2381	0.2142857

<i>Diopsittaca nobilis</i>	maracanã-pequena	Dionob	predador de sementes	0.02941	0.07143	0	0	0
<i>Psittacara leucophthalma</i>	perequiteiro-maracanã	Psileu	predador de sementes	0.10784	0.09524	0.22727	0.04762	0.0714286
<i>Amazona amazonica</i>	Curica	Amazama	predador de sementes	0.05882	0.09524	0.09091	0	0
<i>Pionus maximilliani</i>	maitaca-verde	Piomax	predador de sementes	0.0098	0	0	0.04762	0
<i>Alipiopsitta xantops</i>	papagaio-galego	Alixan	predador de sementes	0.01961	0.02381	0	0	0.0714286
<i>Pyhrrura devillei</i>	tiriba-fogo	Pyhrdev	predador de sementes	0.36275	0.47619	0.45455	0.28571	0.0714286
<i>Ara chloropterus</i>	arara-vermelha	Arachl	predador de sementes	0.11765	0.19048	0.09091	0.04762	0.0714286
<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	Amazaes	predador de sementes	0.26471	0.14286	0.27273	0.61905	0.1428571
<i>Eupsittula aurea</i>	perequiteiro-rei	Eupaur	predador de sementes	0.03922	0	0.04545	0.04762	0.1428571
Passeriformes								
Tamnophilidae								
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto	Herpatr	insetívoro	0.12745	0.2619	0.09091	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata	Thamcae	insetívoro	0.45098	0.69048	0.59091	0.14286	0.0714286
<i>Thamnophilus doliatus</i>	choca-barrada	Thamdol	insetívoro	0.04902	0.02381	0	0.09524	0.1428571
<i>Taraba major</i>	choró-boi	Taramaj	onívoro	0.13725	0.21429	0.13636	0.09524	0.047619
Dendrocolaptidae								
<i>Campylorhamphus</i>								
<i>trochilrostris</i>	arapaçu-beija-flor	Camptro	escalador de tronco	0.06863	0.07143	0.09091	0.09524	0
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande	Dendpla	escalador de tronco	0.14706	0.14286	0.27273	0.09524	0
<i>Xyphocolaptes major</i>	arapaçu-do-campo	Xyphmaj	escalador de tronco	0.0098	0	0	0.04762	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-cerrado	Lepiang	escalador de tronco	0.01961	0	0	0	0.1428571
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde	Sitagri	escalador de tronco	0.45098	0.69048	0.54545	0.19048	0

Xenopidae									
<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó	Xenorut	escalador de tronco	0.01961	0.07143	0	0	0	
Furnariidae									
<i>Furnarius rufus</i>	jão-de-barro	Furnruf	insetívoro	0.01961	0	0	0.04762	0.0714286	
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	trepador-quiete	Syndruf	insetívoro	0.04902	0.09524	0.04545	0	0	
<i>Cranyoleuca vulpina</i>	arredio-do-rio	Cranvul	insetívoro	0.01961	0.04762	0	0	0	
<i>Philidor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia	Philruf	insetívoros	0.11765	0.16667	0.18182	0.04762	0	
Pipridae									
<i>Antilophia galeata</i>	Soldadinho	Antigal	frugívoro	0.03922	0.09524	0	0	0	
<i>Pipra fasciicaudata</i>	uirapuru-laranja	Piprfas	frugívoro/insetívoro	0.03922	0.09524	0	0	0	
Tityridae									
<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto	Titycay	frugívoro	0.31429	0.4	0.42857	0.28571	0	
<i>Pachramphus polycopterus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto	Pachpol	frugívoro	0.05882	0.04762	0.18182	0	0	
<i>Tityra inquisitor</i>	anambé-branco-de-bochecha-parda	Tityinq	frugívoro	0.0098	0.02381	0	0	0	
<i>Pachramphus viridis</i>	caneleiro-verde	Pachvir	insetívoro	0.07843	0.09524	0.09091	0.09524	0	
Cotingidae									
<i>Pyroderus scutatus</i>	Pavó	Pyroscu	frugívoro	0.03922	0.04762	0.09091	0	0	
Platyrrinchidae									
<i>Platyrhynchus mystaceus</i>	Patinho	Platmys	insetívoro	0.06863	0.09524	0.13636	0	0	
Rhynchocyclidae									
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Cabeçudo	Leptamau	Insetívoro	0.19608	0.30952	0.27273	0.04762	0	
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	sebinho-olho-de-ouro	Hemimar	insetívoro	0.09804	0.16667	0.13636	0	0	

<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta	Tolmsul	insetívoro	0.12745	0.09524	0.22727	0.09524	0.1428571
<i>Corithopis delalandi</i>	Estalador	Coridel	insetívoro	0.22549	0.47619	0.09091	0	0
Tyrannidae								
<i>Casiornis rufus</i>	maria-enferrujada	Casiruf	insetívoro	0.19608	0.19048	0.27273	0.19048	0.1428571
<i>Megarhynchus pitangua</i>	nei-nei	Megapit	onívoro	0.20588	0.21429	0.22727	0.14286	0.2857143
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Guaracavuçu	Cnefus	insetívoro	0.02941	0.04762	0	0	0.0714286
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	Pitasul	onívoro	0.22549	0.09524	0.22727	0.42857	0.3571429
<i>Syristes sibilator</i>	gritador	Syrisib	insetívoro	0.40196	0.47619	0.5	0.38095	0.1428571
<i>Lathroticcus euleri</i>	enferrujado	Latheul	insetívoro	0.30392	0.38095	0.36364	0.2381	0.1428571
<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande	Elaespe	insetívoro	0.03922	0.02381	0.13636	0	0
<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga- amarela	Elae fla	insetívoro	0.02941	0.02381	0	0.09524	0
<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-de-crista-alaranjada	Myiocan	insetívoro/frugívoro	0.16667	0.28571	0.13636	0.09524	0
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	maria-preta-de-bico-azulado	Knipcyi	insetívoro	0.0098	0.02381	0	0	0
<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-verde	Myiovir	insetívoro/frugívoro	0.15686	0.28571	0.04545	0.09524	0.0714286
<i>Myiarchus tiranullus</i>	maria-cavaleira-de-rabo- enferrujado	Myiotir	onívoro	0.0098	0.02381	0	0	0
<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira-de-rabo- enferrujado	Myiafer	onívoro	0.0098	0	0	0.04762	0
<i>Myiarchus swainsonii</i>	irré	Myiaswa	insetívoro/frugívoro	0.0098	0	0	0.04762	0
<i>Myiornis auricollis</i>	miudinho	Myioaur	insetívoro	0.01961	0.04762	0	0	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	Campobs	frugívoro/insetívoro	0.01961	0.04762	0	0	0
<i>Myiozetetes cayenensis</i>	bentevizinho	Myiocay	insetívoro/frugívoro	0.0098	0	0	0.04762	0

Vireonidae

<i>Cychlarys gujanensis</i>	pitiguari	Cychguj	onívoro	0.2451	0.30952	0.13636	0.38095	0.0714286
-----------------------------	-----------	---------	---------	--------	---------	---------	---------	-----------

Corvidae

<i>Cyanocorax crysops</i>	gralha-picaça	Cyiacry	onívoro	0.04902	0.02381	0.04545	0	0.2142857
---------------------------	---------------	---------	---------	---------	---------	---------	---	-----------

<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	gralha-do-pantanal	Cyiacyi	onívoro	0.08824	0.02381	0.09091	0.14286	0.2142857
------------------------------	--------------------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	-----------

Troglodytidae

<i>Campylorhynchus turdinus</i>	catatau	Camptur	insetívoro	0.21569	0	0.36364	0.66667	0
---------------------------------	---------	---------	------------	---------	---	---------	---------	---

<i>Troglodites musculus</i>	corruíra	Trogmus	insetívoro	0.01961	0.02381	0	0	0.1428571
-----------------------------	----------	---------	------------	---------	---------	---	---	-----------

Turdidae

<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	Turdleu	frugívoro/insetívoro	0.33333	0.30952	0.5	0.28571	0.2857143
--------------------------	----------------	---------	----------------------	---------	---------	-----	---------	-----------

<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	Turdama	insetívoro/frugívoro	0.01961	0.02381	0.04545	0	0
------------------------------	------------	---------	----------------------	---------	---------	---------	---	---

<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-de-coleira	Turdalb	insetívoro/frugívoro	0.03922	0.09524	0	0	0
--------------------------	------------------	---------	----------------------	---------	---------	---	---	---

<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	Turdruf	frugívoro/insetívoro	0.09804	0.19048	0.04545	0	0.0714286
---------------------------	------------------	---------	----------------------	---------	---------	---------	---	-----------

Passerelidae

<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo	Arrefla	insetívoro	0.19608	0.30952	0.18182	0.04762	0.1428571
-----------------------------	---------------------------	---------	------------	---------	---------	---------	---------	-----------

Parulidae

<i>Myiolytis flaveola</i>	canário-do-mato	Myiofla	insetívoro	0.18627	0.30952	0.22727	0.04762	0
---------------------------	-----------------	---------	------------	---------	---------	---------	---------	---

<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	Basicul	insetívoro	0.64706	0.83333	0.45455	0.61905	0.5
---------------------------------	-----------	---------	------------	---------	---------	---------	---------	-----

<i>Setophaga pitayumi</i>	mariquita	Setopit	insetívoro/frugívoro	0.0098	0	0.04545	0	0
---------------------------	-----------	---------	----------------------	--------	---	---------	---	---

Icteridae

<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	Cacihae	onívoro	0.16667	0.09524	0.09091	0.42857	0.1428571
----------------------------	-------	---------	---------	---------	---------	---------	---------	-----------

<i>Psarocolius decumanus</i>	japu	Psardecu	onívoro	0.03922	0.02381	0.09091	0.04762	0
------------------------------	------	----------	---------	---------	---------	---------	---------	---

Thraupidae

<i>Conirostrum speciosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho	Conispe	frugívoro/ insetívoro	0.16667	0.21429	0.27273	0.04762	0.0714286
<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul	Dacncay	frugívoro/insetívoro	0.05882	0.07143	0.09091	0.04762	0
<i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto	Hemigui	insetívoro/frugívoro	0.06863	0.14286	0	0.04762	0
<i>Saltator coerulescens</i>	sabiá-gongá	Saltcoe	frugívoro/insetívoro	0.06863	0.14286	0.04545	0	0
<i>Lanio penicillatus</i>	pipira-da-taoca	Laniopen	insetívoro/frugívoro	0.03922	0.09524	0	0	0
<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto	Nemopil	insetívoro/frugívoro	0.11765	0.09524	0.18182	0.04762	0.1428571
<i>Saltator similis</i>	tinca-ferro	Saltsim	insetívoro/frugívoro	0.01961	0.04762	0	0	0
<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	Tangcay	frugívoro	0.01961	0.02381	0.04545	0	0
<i>Tangara palmarum</i>	sanhaçu-do-coqueiro	Tangpal	frugívoro/insetívoro	0.01961	0	0.04545	0	0.0714286
<i>Sporophila caerulescens</i>	coleirinho	Sporcae	granívoro	0.02941	0.07143	0	0	0
<i>Lanio melanops</i>	tiê-de-topete	Lanimel	insetívoro/frugívoro	0.0098	0.02381	0	0	0
<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha	Tersvir	frugívoro/insetívoro	0.0098	0	0.04545	0	0
<i>Tangara sayaca</i>	sanhaçu-cinza	Tangsay	frugívoro/insetívoro	0.06863	0.02381	0.09091	0.04762	0.2142857
<i>Ramphocelus carbo</i>	pipira-vermelha	Rampcarb	insetívoro/frugívoro	0.0098	0.02381	0	0	0
Fringilidae								
<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	Euphchl	frugívoro	0.10784	0.07143	0.09091	0.28571	0

Tabela 6 Espécies sensíveis à fragmentação florestal no Planalto da Bodoquena, Mato Grosso do Sul.

Nome da Espécie	Nome popular
<i>Ortalis canicolis</i>	aracuã-do-pantanal
<i>Aburria cumanensis</i>	jacutinga-de-garganta-azul
<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba
<i>Crax fasciolata</i>	mutum-de-penacho
<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato
<i>Tapera naevia</i>	saci
<i>Trogon curucui</i>	surucuá-de-barriga-vermelha
<i>Galbula ruficauda</i>	ariramba-de-cauda-ruiiva
<i>Picummnus albosquamatus</i>	pica-pau-anão-escamado
<i>Piculus crysochlorus</i>	pica-pau-dourado-escuro
<i>Celeus lugubris</i>	pica-pau-louro
<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé
<i>Amazona amazonica</i>	curica
<i>Pyhrrura devillei</i>	tiriba-fogo
<i>Ara chloropterus</i>	arara-vermelha
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	chorozinho-de-chapéu-preto
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde
<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	trepador-quiete
<i>Cranyleuca vulpina</i>	arredio-do-rio
<i>Philidor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia
<i>Antilophia galeata</i>	soldadinho
<i>Pipra fasciicaudata</i>	uirapuru-laranja
<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto
<i>Pachrhamphus polycopterus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto anambé-branco-de-bochecha- parda
<i>Tityra inquisitor</i>	parda
<i>Pachrhamphus viridis</i>	caneleiro-verde
<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó
<i>Platyrhynchus mystaceus</i>	patinho
<i>Corithopis delalandi</i>	estalador
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	guaracavuçu
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	maria-preta-de-bico-azulado
<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-verde
<i>Myiornis auricollis</i>	miudinho
<i>Arremon flavirostris</i>	tico-tico-de-bico-amarelo

<i>Myiolytis flaveola</i>	canário-do-mato
<i>Lanio penicillatus</i>	pipira-da-taoca
<i>Lanio melanops</i>	tiê-de-topete
