

Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**Efeito da perda e fragmentação florestal sobre a  
comunidade de Psitacídeos**

Carmen Sofia Lourenço  
Lemos Dionísio



Campo Grande  
**novembro**  
**2016**

# **Efeito da perda e fragmentação florestal sobre a comunidade de Psitacídeos**

Carmen Sofia Lourenço  
Lemos Dionísio

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.

Orientador: Maria João Ramos Pereira

Co-orientador: Rudi Ricardo Laps

## **Banca avaliadora**

Dra. Cintia Cornelius Frische  
Universidade Federal do Amazonas

Dra. Gláucia Helena Fernandes Seixas  
Fundação Neotrópica

Dr. José Carlos Morante Filho  
Universidade Federal de Santa Cruz

Dr. José Augusto Alves  
Universidade de Aveiro

Dr. Jose Manuel Ochoa Quintero  
Programa Nacional de Pós-Doutorado



## **Agradecimentos**

À minha família por estar sempre presente nestas caminhadas. Especialmente à minha mãe Maria da Nazaré, à minha irmã Gisela e à minha sobrinha Mariana por toda a motivação e coragem que me deram para encarar dois mestrados seguidos.

À minha orientadora Professora Doutora Maria João Pereira por ter aceite mais esta aventura, por todos os ensinamentos, incentivo e disponibilidade nesta jornada.

Ao meu co-orientador Professor Doutor Rudi Laps por toda a disponibilidade e por ter acreditado no meu trabalho.

Ao Sr. Geraldo “Mineirinho” e à D. Maria, por toda a amizade, carinho e humildade. A eles que de alguma forma me ajudaram a ultrapassar os imensuráveis obstáculos deste projeto e mantiveram a minha coragem. Pelas belas histórias contadas após as longas caminhadas, acompanhadas de um cafezinho repleto de sorrisos, carinho e saudade.

A todos os Fazendeiros, Proprietários, Gerentes, Piões e restantes Funcionários que acreditaram em mim como porta-voz deste grande projeto e me abriram as portas dos seus 45.000 hectares de terras.

Aos Psitacídeos que me levaram a conhecer lugares incríveis e a usufruir de momentos inesquecíveis.

À Rosilene Bejarano por toda a simpatia, ajuda e disponibilidade para que tudo fosse dando certo.

Ao Almir Marques por toda a ajuda e preocupação demonstrada comigo no campo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, ao PELD – Planalto da Bodoquena pela contribuição financeira durante os trabalhos de campo e ao Campus da UFMS de Bonito pelo apoio logístico.

Aos “Amigos de Sempre” pela motivação e por terem estado sempre presentes apesar da distância.

A todos, Obrigada.

## Índice

<b>Resumo</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	3
<b>Introdução</b> .....	4
<b>Métodos</b> .....	8
<i>Área de estudo</i> .....	8
<i>Locais de amostragem</i> .....	10
<i>Amostragem de Psittacidae</i> .....	13
<i>Análise de dados</i> .....	14
<i>Análise do efeito da cobertura florestal</i> .....	14
<i>Análise do efeito do tamanho do fragmento</i> .....	15
<i>Análise do efeito da interação dos fatores</i> .....	15
<b>Resultados</b> .....	16
<i>Resposta da comunidade de Psittacidae à cobertura florestal</i> .....	16
<i>Resposta da comunidade de Psittacidae ao tamanho do fragmento</i> .....	26
<i>Resposta da comunidade de Psittacidae à interação dos fatores</i> .....	29
<b>Discussão</b> .....	29
<i>Influência da cobertura florestal</i> .....	30
<i>Influência do tamanho do fragmento</i> .....	33
<i>Interação de fatores: cobertura florestal e tamanho do documento</i> .....	34
<i>Conclusões</i> .....	34
<b>Literatura citada</b> .....	36
<b>Anexos</b> .....	45

## Figuras

- Figura 1- Área de estudo de coleta de dados de campo, dentro e no entorno do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB) – Mato Grosso do Sul, Brasil. Representação das oito paisagens em estudo – P182, P194, P206, P218, P243, P264, P303 e P312. .... 12
- Figura 2 - Gráfico de acumulação de espécies com as curvas observada (Sobs) e estimada (“Boostrap”) baseada no número de espécies de psitacídeos registrados ao longo dos sete meses de amostragem. Riqueza observada (Sobs = 17); riqueza estimada (“Boostrap” = 18)..... 18
- Figura 3 - Ocorrência total, através de dados de presença-ausência, das 17 espécies de Psittacidae em cada porcentagem de cobertura florestal..... 19
- Figura 4 - Abundância relativa das 17 espécies de Psittacidae registradas em cada porcentagem de cobertura florestal. .... 22
- Figura 5 - Relação da riqueza e da abundância relativa em função da porcentagem de cobertura florestal..... 23
- Figura 6 - Dendrograma de similaridade da composição das espécies de psitacídeos nas diferentes coberturas florestais, através das paisagens correspondentes P182 (17%), P194 (24%), P243 (29%), P312 (34%), P218 (37%), P303 (44%), P264 (52%) e P206 (74%). Dados obtidos por uma matriz de abundância de psitacídeos nas 8 paisagens em estudo e pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. O índice varia de 0 a 1, onde 1 representa a menor similaridade. .... 25
- Figura 7 - Diagramas de bigodes “boxplot” com a riqueza (a) e a abundância (b) de cada tamanho de fragmento - pequeno (P), médio (M) e grande (G)..... 27
- Figura 8 - Dendrograma de similaridade da composição das espécies psitacídeos nos diferentes tamanhos de fragmentos: pequenos – P182P, P194P, P243P, P312P, P218P, P303P e P264P; médios – P182M, P194M, P243M, P312M, P218M, P303M e P264M; e grandes – P182G, P194G, P243G, P312G, P218G, P303G e P264G. Dados obtidos por uma matriz de abundância de psitacídeos nos 21 fragmentos em estudo e pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. O índice varia de 0 a 1, onde 1 representa a menor similaridade. .... 28

## Tabelas

- Tabela 1- Lista das 17 espécies de Psittacidae e a sua abundância relativa registrada em todas as paisagens do estudo. Estatuto pela IUCN: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável. .... 20
- Tabela 2 - Resultados de diversidade – índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (E), para todas as coberturas florestais/ paisagens. .... 21





## Resumo

A perda e degradação do habitat a partir da intensa alteração ambiental, resultante de atividades antropogênicas, têm efeitos diretos ou indiretos sobre toda a biodiversidade e conseqüentemente sobre a avifauna. Assim, o futuro da proteção e conservação da biodiversidade irá implicar um manejo em paisagens cada vez mais antropizadas. Desta forma, estudos que considerem fatores da paisagem como a cobertura vegetal e o tamanho do fragmento são cruciais para fazer previsões acerca do efeito do uso do solo sobre as comunidades animais e conceber estratégias de gestão eficazes. De forma a investigar como as espécies respondem a alterações ambientais, utilizámos as espécies da família Psittacidae como modelo. Neste estudo, procurámos avaliar como a comunidade de psitacídeos responde aos efeitos da fragmentação florestal e perda de habitat numa região do Cerrado. Para tal, analisámos como a riqueza, abundância relativa e composição de espécies variam entre paisagens com diferentes coberturas florestais e entre fragmentos florestais com diferentes tamanhos. Os nossos resultados indicam que a variação observada na riqueza e abundância relativa de psitacídeos não está relacionada com a cobertura florestal. No entanto, a composição de psitacídeos varia entre as diferentes coberturas florestais das diferentes paisagens analisadas. O tamanho do fragmento também não explica as diferenças na variação de riqueza, abundância relativa e diversidade de psitacídeos. Além disso, detectamos mais duas espécies de psitacídeos para a região da Serra da Bodoquena – *Aratinga auricapillus* e *Forpus xanthopterygius*, do que os anteriormente descritos na literatura. Os psitacídeos não mostraram um efeito claro na resposta às alterações ambientais, provavelmente relacionado com a sua capacidade de dispersão para atividades tais como a procura de alimento. Estas espécies, distribuídas pelas diferentes coberturas florestais e pelos diferentes tamanhos de fragmentos, mostram assim uma resposta positiva à matriz não florestada. Neste trabalho,

indicamos medidas para mitigar os impactos futuros da perda de habitat e sugerimos espécies prioritárias para a conservação.

## Abstract

Habitat fragmentation from intense environmental change has direct or indirect effects on all biodiversity and consequently on avifauna. Thus, the future of protection and conservation of biodiversity will require management in increasingly disturbed landscapes. In this way, studies that take landscape factors into account, such as vegetation cover and fragment size, are crucial for predicting the effect of land use on animal communities and for effective management strategies. In order to investigate how species will respond to environmental changes, we used the family Psittacidae as a model. In this study, we attempt to evaluate how the parrot community responds to the effects of forest fragmentation and habitat loss in the Brazilian Cerrado. For this purpose, we analyzed how species richness, abundance and composition, change between landscapes with different forest cover and forest fragments of different sizes. Variations in richness and abundance of parrots are not related to the forest cover. However, the composition of the parrot community changes throughout different forest cover of the different landscapes analyzed. The fragment size also does not explain the differences in variation of species richness, abundance or diversity. In addition, we detected two more species of parrots for the Serra da Bodoquena region - *Aratinga auricapillus* and *Forpus xanthopterygius*, than previously described in the literature. Parrots did not show a clear effect in the response to environmental changes, probably due to the dispersal capacity in activities such as the demand for food resources. These species, distributed by different forest cover and fragments of different sizes, show a positive response to the non-forested matrix. In this work we indicate measures to mitigate the future impacts of habitat loss and suggest priority species for conservation.

## Introdução

A fragmentação e a perda de habitat devido a processos naturais ou através de atividades antropogênicas (Cornelius et al. 2000), constituem na atualidade a maior ameaça à conservação da biodiversidade (Boscolo & Metzger 2011, Haddad et al. 2015, Wilson et al. 2016). A tendência de aumento da população humana e os atuais padrões de consumo são particularmente críticos nos trópicos, uma vez que para suprimir a demanda por bens e serviços ecossistêmicos é esperado para os próximos anos uma maior expansão agrícola e uma maior intensificação do uso do solo (Krausmann et al. 2013, Laurance et al. 2013). Desta forma, os trópicos deverão sofrer uma conseqüente perda de habitat que irá influenciar a integridade e persistência das populações.

A alteração ambiental resultante de atividades antropogênicas, tais como a exploração mineira e agropastoril (Miles et al. 2006, Uetanabaro et al. 2007), o aumento de áreas residenciais e a construção de grandes empreendimentos como estradas e hidroelétricas, têm impacto na composição e na configuração espacial das paisagens (Carrara et al. 2015). A composição espacial da paisagem se define quanto ao tipo e quantidade de formas de cobertura do solo (ex. a quantidade de cobertura florestal), e a configuração espacial das paisagens quanto ao arranjo espacial da cobertura do solo (ex. número ou densidade de fragmentos) (Fahrig et al. 2011, Carrara et al. 2015). As atividades antropogênicas criam habitats altamente heterogêneos, frequentemente desconectados e/ou habitats homogêneos dominados por monoculturas de plantas exóticas como é o caso das plantações de *Eucaliptus* e soja nas regiões do centro e nordeste do Brasil (Sawyer 2008, Barreto et al. 2012, Gainsbury & Colli 2014, IBÁ 2014, Hannibal & Neves-Godoi 2015).

O processo da degradação e fragmentação do habitat tem efeito sobre as funções ecossistêmicas (Pardini et al. 2010) como por exemplo a polinização e a dispersão de

sementes (Tscharntke et al. 2008), e efeitos diretos ou indiretos sobre a estrutura populacional de todos os seres vivos (Voltolini et al. 2009). Este processo de alteração ambiental resulta efetivamente, na redução do tamanho das populações, com eventual aumento do risco de extinção das populações menores; perda de espécies mutualistas; substituição de espécies especialistas de habitat por espécies generalistas, isto é, por espécies que usam um amplo conjunto de habitats; substituição de espécies nativas por espécies não características do ecossistema (Brokaw 1998, Primack 2002, Rabello et al. 2010, De Coster et al. 2015, Haddad et al. 2015, Jacoboski et al. 2016); e na ausência de padrões aleatórios na distribuição das espécies (Cornelius et al. 2000). Em ecologia de comunidades, a pergunta de como um grupo de espécies responde a alterações ambientais no espaço e no tempo, tem sido cada vez mais colocada. Porém esta questão está longe de ser compreendida principalmente em sistemas complexos como o Cerrado, que registra uma das biodiversidades mais ameaçadas do mundo (Myers et al. 2000).

O Cerrado é o segundo maior domínio fitogeográfico brasileiro, ocupando 23,92% do território (IBGE 2004). Nas últimas décadas o Cerrado perdeu mais de metade da sua área original (Klink & Machado 2005), onde as suas várias fitofisionomias têm sofrido intensa degradação devido a atividades como a exploração de calcário, a exploração madeireira e agropecuária intensiva (Miles et al. 2006, Uetanabaro et al. 2007). Exemplo dessa intensa degradação ambiental no Cerrado é o estado do Mato Grosso do Sul. Neste estado, a perda e fragmentação de habitat resultantes principalmente de atividades agropecuárias têm aumentado significativamente nas últimas décadas. Com apenas 0,85% do território legalmente protegido por Unidades de Conservação de Proteção Integral (Sano et al. 2010a), o Mato Grosso do Sul tem sofrido uma redução drástica da vegetação nativa, albergando atualmente apenas 32% da área ocupada originalmente por Cerrado (Sano et al. 2010b) e 5,65% da Mata Atlântica original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2010).

Em relação a outros domínios como a Amazônia e a Mata Atlântica, poucos estudos têm avaliado o efeito da fragmentação e perda de habitat no Cerrado nos diferentes grupos taxonômicos, como mamíferos (exs. Lyra-Jorge et al. 2008, Carvalho et al. 2009, Barreto et al. 2010, Zimbres et al. 2013); aves (exs. Barreto et al. 2012, Goulart et al. 2013, Miller et al. 2013); répteis e anfíbios (exs. Telles et al. 2007); peixes (exs. Machado et al. 2011); e invertebrados (exs. Madureira et al. 2012, Silva & Marco Jr. 2014).

Comparativamente a outros taxa, as aves constituem o grupo taxonômico mais amplamente estudado e conhecido. São relativamente sensíveis a alterações antropogênicas e apresentam dados de monitoramento ao longo do tempo que permitem detectar mudanças, caracterizando-as assim em ótimos indicadores biológicos (Gregory & Strien 2010). Estudos anteriores que analisaram o efeito da fragmentação de habitat sobre aves do Cerrado indicam: diminuição da integridade populacional e funcional, isolamento de populações, e alteração da estrutura trófica da comunidade com a redução de aves frugívoras (Marini 2001, Manica et al. 2010, Fahrig 2013, De Coster et al. 2015). Porém, a resposta das aves às mudanças no uso do solo não apresenta um padrão uniforme; algumas espécies se tornam ausentes e outras omnipresentes em ambientes antropizados (Phalan et al. 2011, Newbold et al. 2014). Com efeito, a fragmentação do habitat pode causar diferentes impactos, podendo causar efeitos positivos, negativos ou nulos sobre a presença e abundância das espécies de aves (Uezu & Metzger 2011, Goulart et al. 2013).

A família Psittacidae é a família de aves que contém o maior número de espécies ameaçadas, devido a problemas relacionados com perda de habitat e com o comércio ilegal de aves (Bennett & Owens 1997, Brightsmith 2005, Francisco et al. 2014). Até ao momento, estão descritas 330 espécies de psitacídeos, dos quais 87 ocorrem no Brasil (CBRO 2015) e aproximadamente 30 espécies no estado do Mato Grosso do Sul (Galetti

2002). De acordo com alguns estudos que analisaram os efeitos da fragmentação de habitat nos psitacídeos (Nunes & Galetti 2006, Bianchi 2010), o habitat funcional destas espécies, nomeadamente da *Pyrrhura pfrimeri* no Cerrado e *Primolius maracana* na Mata Atlântica, tem se mostrado abaixo das suas áreas de vida.

Neste contexto, e a fim de entender os efeitos das alterações ambientais sobre espécies da família Psittacidae, o objetivo deste estudo foi avaliar a riqueza, a abundância relativa e a composição de espécies de psitacídeos em fragmentos com diferentes classes de tamanhos e em paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal. Estudos que consideram fatores na escala da paisagem e avaliam a sua complexidade e dinâmica, permitem fazer previsões potencialmente mais acertadas sobre as influências relativas da fragmentação nas populações (Thornton & Fleycher Jr. 2014). A cobertura florestal e o tamanho dos fragmentos são alguns dos fatores mais importantes para definir a presença de espécies em paisagens fragmentadas (Crooks et al. 2001, Cushman & McGarigal 2003, Smith et al. 2011). Enquanto a cobertura florestal pode influenciar as taxas de imigração e o tamanho das populações, o tamanho do fragmento pode influenciar a probabilidade de extinção de várias espécies de aves (Belísle et al. 2001, Ferraz et al. 2007, Miguet et al. 2015). Segundo Bianchi (2010), a espécie de psitacídeo *Pyrrhura pfrimeri* percorre habitats com maiores coberturas florestais. Tendo em conta esta observação, é esperado que as outras espécies de psitacídeos tenham o mesmo comportamento. Assim, as principais questões a serem respondidas foram: i) poderão os estresses ambientais associados à fragmentação do habitat ter um impacto visível na riqueza, abundância relativa e composição das populações?; ii) que espécies poderão ser mais impactadas pela perda de habitat?

Partindo do princípio que a fragmentação do habitat pode causar diferentes impactos nas espécies, testamos a hipótese de que a riqueza, a composição e a abundância relativa de psitacídeos variam com a cobertura florestal e o tamanho do fragmento. De

acordo com a observação de Bianchi (2010) e com o modelo proposto por Pardini et al. (2010), hipotizamos que a riqueza e a abundância das espécies respondem à variação na cobertura florestal, pressupondo que paisagens com maior cobertura florestal nativa apresentam maior riqueza e abundância relativa. Adicionalmente, e com base na Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) de MacArthur & Wilson (1967) – estendida até fragmentos florestais –, prevemos que fragmentos maiores apresentem maior riqueza de psitacídeos relativamente a fragmentos médios e pequenos. Apesar da teoria TBI não prever informações sobre a abundância relativa de espécies que os habitats fragmentados podem suportar (Warburton 1997), pressupomos que fragmentos grandes terão uma maior abundância relativa de psitacídeos relativamente a fragmentos pequenos e médios. Fragmentos maiores geralmente podem conter uma maior disponibilidade de recursos (Rossi 2016), o que deverá favorecer a uma maior abundância relativa de psitacídeos. Tal é particularmente evidente em aves frugívoras que ocupam o dossel (Uezu & Metzger 2011), como é o caso da família Psittacidae.

Este estudo pretende ainda informar acerca da ocorrência local das espécies, que é essencial para o conhecimento e preservação da biodiversidade de determinada região (Godoi et al. 2012), bem como servir de base a futuras medidas de conservação sócio-ambientais.

## **Métodos**

### *Área de estudo*

O trabalho de campo foi desenvolvido na região da Serra da Bodoquena, em paisagens do domínio Cerrado selecionadas pelo projeto PELD – Planalto da Bodoquena, nos municípios de Bodoquena e Bonito, incluindo o Parque Nacional da Bodoquena (56°40'60" W e 21° 4'10" S; Fig. 1). As áreas do Programa PELD – Pesquisa Ecológica



de Longa Duração (<http://cnpq.br/sitios-peld>) coordenado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, se localizam nos diversos domínios brasileiros, incluindo áreas preservadas e não-preservadas, onde são desenvolvidos estudos de ecologia.

A Serra da Bodoquena é uma região montanhosa de Cerrado, prioritária para a conservação da biodiversidade desde 2000, e com influência dos domínios Pantanal, Mata Atlântica e Chaco (Françoso et al. 2011). Com mais de 20.000 km<sup>2</sup>, apresenta uma grande extensão de remanescentes de vegetação natural e paisagens heterogêneas que garantem uma alta diversidade de espécies de fauna e flora (Godoi et al. 2014).

Exibe um complexo florístico bastante diversificado, coberto principalmente por matas estacionais decíduais e semidecíduais, cerrados sensu stricto (savanas arborizadas), cerradões (savanas florestadas), e matas aluviais (Souza et al. 2015). De acordo com Köppen (1948), o clima desta área é do tipo AW, ou tropical sub-quente, com temperaturas médias anuais entre 22°C e 26°C (Souza et al. 2015), com um verão chuvoso (1300-1700 mm por ano) e um inverno seco de maio a agosto (Camargo et al. 2011).

Apesar da importância biológica classificada como “Extremamente Alta” pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA (Rosa 2007), a biodiversidade da Serra da Bodoquena ainda é pouco conhecida a escalas locais, representando uma grande lacuna para o conhecimento biogeográfico desta região (Pivatto et al. 2006, Uetanabaro et al. 2007). Estudos realizados na região da Serra da Bodoquena são ainda incipientes, contudo, foram registradas 74 espécies de mamíferos, 353 espécies de aves, 38 espécies de anfíbios, 25 espécies de répteis e 90 espécies de peixes com altas taxas de endemismos para a região (Pivatto et al. 2006, MMA 2013, IUCN 2015).

A presença de 16 espécies de psitacídeos na região da Serra da Bodoquena (Souza et al. 2015, Godoi et al. 2014, Pivatto et al. 2006) das quais várias com estatuto de Quase

Ameaçada e/ou Vulneráveis como a Arara-azul-grande (*Anodorhynchus hyacinthinus*), o Papagaio-galego (*Alipiopsitta xanthops*), a Tiriba-de-fogo (*Pyrrhura devillei*) e o Maracanã-verdadeiro (*Primolius maracana*) (Pivatto et al. 2006, IUCN 2015), indica a importância de estudos nesta região (Godoi et al. 2013). Um exemplo destas espécies pouco conhecidas não só no Brasil mas também na Bolívia e no Paraguai é a Tiriba-de-fogo, espécie com categoria de “Quase ameaçada” (NT) de extinção (IUCN 2015). Esta espécie se encontra presente nas florestas estacionais decíduas da Serra da Bodoquena (Pivatto et al. 2006), Serra de Maracaju (Nunes et al. 2013) e no ecótono de transição com a planície pantaneira (Souza et al. 2015). Apesar de ser uma espécie aparentemente comum na Serra da Bodoquena pelo menos até há dez anos atrás, *P. devillei* terá sofrido um declínio na população pela perda e fragmentação de habitat (Pivatto et al. 2006).

#### *Locais de amostragem*

Do total das paisagens que constituem o PELD – Planalto da Bodoquena foram selecionadas oito paisagens de 5000 ha cada – P182, P194, P243, P312, P218, P303, P264 e P206 – com quantidade de cobertura florestal de 17%, 24%, 29%, 34%, 37%, 44%, 52% e 74%, respectivamente, representando áreas mais fragmentadas e áreas mais preservadas (Fig. 1). Neste trabalho foi analisada a matriz do habitat (florestado vs não florestado), ou seja, a percentagem de cobertura florestal como um todo e não heterogeneidades da paisagem. Para quantificar a cobertura do solo florestada foi utilizado o programa ArcGIS v. 10.3.1 (ESRI 2015) e fotografias aéreas do Google Earth (Google 2013).

Paralelamente, e de forma a garantir a representatividade de todos os tamanhos de fragmentos presentes na matriz de habitat, foram selecionados em cada paisagem três tamanhos de fragmentos – pequeno [0-150ha], médio [150-400ha] e grande [400-1150ha] (Pardini et al. 2010, Uezu & Metzger 2011). Foram considerados fragmentos com o mesmo tipo de vegetação – mata decídua –, através de visitas preliminares à região, com

distância média de 4,3 km [2,70-7,58km] entre si. Os fragmentos amostrados foram selecionados apenas por uma métrica de paisagem – área total (ha) (Anexos – Tabela I), a qual foi obtida através do programa ArcGIS v.10.3.1 (ESRI 2015). Por não ser possível selecionar três tamanhos de fragmento na paisagem P206, esta foi excluída das análises associadas ao tamanho dos fragmentos.

Os locais de amostragem foram ainda definidos após visitas preliminares à região e tendo em conta os fatores de acesso e autorização, uma vez que a maioria da área de estudo está situada em terrenos privados.

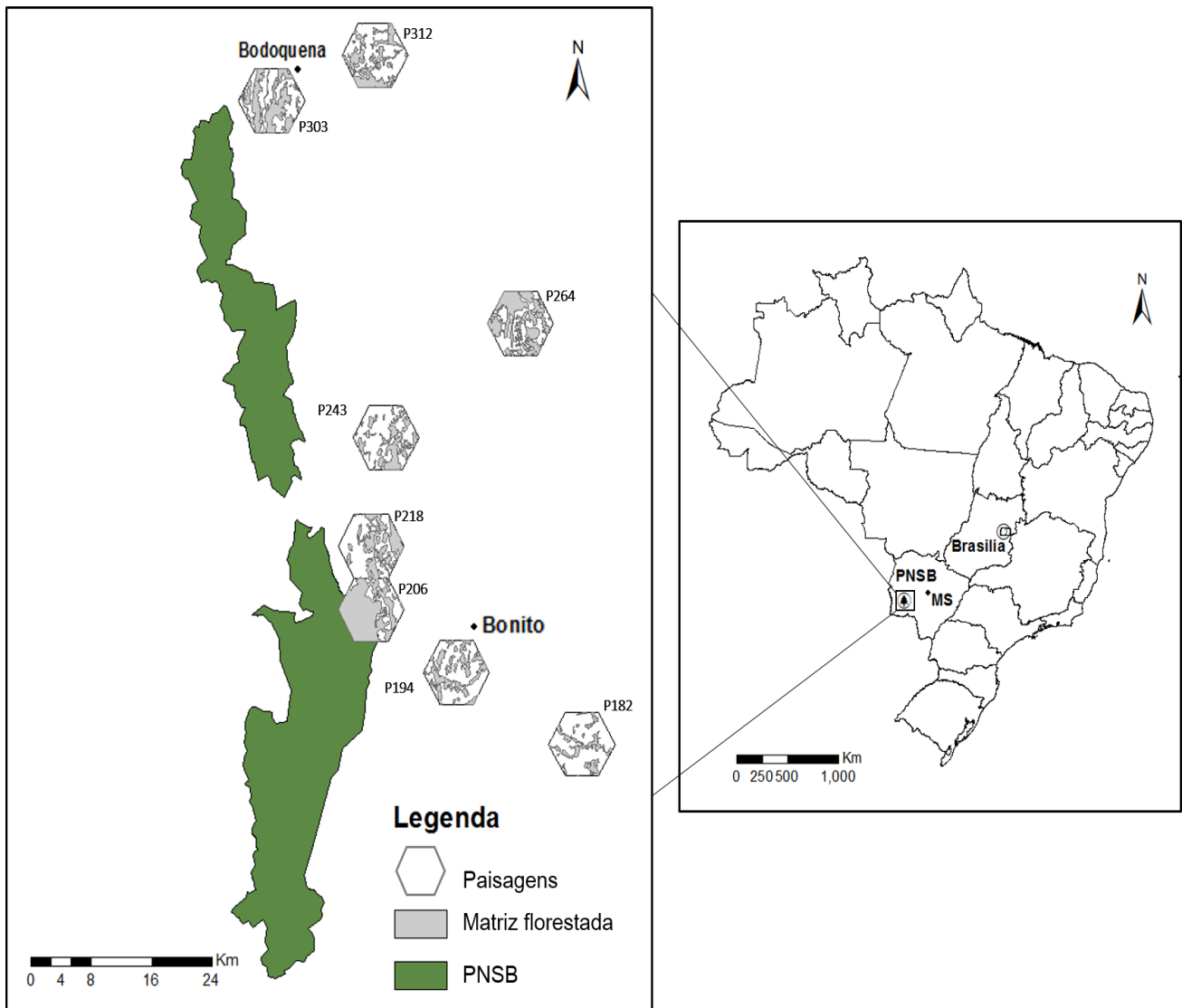


Figura 1- Área de estudo de coleta de dados de campo, dentro e no entorno do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB) – Mato Grosso do Sul, Brasil. Representação das oito paisagens em estudo – P182, P194, P206, P218, P243, P264, P303 e P312.

### *Amostragem de Psittacidae*

A fim de obter dados de riqueza, abundância relativa e composição de psitacídeos na área de estudo foram percorridos um total de 24 transectos nas oito paisagens num período de sete meses (janeiro, fevereiro, abril, maio, junho, julho e outubro de 2016). As paisagens foram amostradas todos os meses, durante 5 a 7 dias/mês entre as 06:00h-12:00h e as 15:00h-19:00h, a fim de obter contactos visuais e auditivos com as espécies. O esforço amostral foi de 60 min por paisagem, onde foram percorridos três transectos de 1 km em matas decíduais, e em uma passada com velocidade constante. Uma vez que não foi possível estimar a abundância total de cada espécie por meio do método de estudo selecionado, foram obtidos os dados de abundância relativa, ou seja, ao número total de indivíduos detetados nos transectos durante todas as visitas. Assim, os valores de abundância relativa servem apenas para comparação entre paisagens e entre fragmentos, e não como abundância das espécies para a região.

Paralelamente, os três transectos percorridos dentro de cada uma de sete paisagens nos cinco últimos meses do estudo, foram classificados em fragmentos pequeno, médio e grande. Foram analisados um total de 21 fragmentos – sete fragmentos pequenos (P), sete fragmentos médios (M) e sete fragmentos grandes (G) –, num período de cinco meses (abril, maio, junho, julho e outubro de 2016).

Por se tratarem de diferentes espécies e a fim de aumentar o potencial de detetabilidade das mesmas, foram percorridos transectos que incluíram tanto a borda como a área núcleo dos fragmentos. Os horários de visita dos transectos foram alternados mensalmente, de forma a evitar réplicas de registros dos indivíduos. Observações diretas, tanto visuais como auditivas, de um indivíduo ou bando foram registradas. Registros de até 50m de detecção foram contabilizados, permitindo que espécies que ocorrem em áreas abertas próximas a mata decídua fossem contabilizadas e indivíduos em vôos altos fossem desconsiderados. A identificação das espécies segue de acordo com Gwynne et al.

(2010). A classificação taxonômica segue as regras do Comitê Brasileiro de Registos Ornitológicos (CBRO 2015).

#### *Análise de dados*

A fim de verificar a qualidade do esforço amostral, foi realizada uma curva cumulativa de espécies com os dados de riqueza de psitacídeos registrados nas paisagens em estudo, ao longo de todos os meses de amostragem. Para tal, o número de espécies registradas foi comparado com o número de espécies estimadas pelo estimador “bootstrap” (Rossi 2016).

Os efeitos das alterações ambientais na família Psittacidae foram avaliados através dos seguintes parâmetros: riqueza, abundância relativa, composição de espécies, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade. Esta resposta foi ainda avaliada através de observação de espécies raras ou incomuns na área de estudo, e que serão mais suscetíveis a alterações de habitat.

Para determinar o estado de ocorrência das espécies de psitacídeos nas diferentes porcentagens de coberturas florestais, utilizámos o Índice de Frequência de Ocorrência (% FO), que resulta em uma porcentagem da razão entre o número de paisagens com presença da espécie  $i$  ( $N_i$ ) e o número total de paisagens analisadas ( $N$ ). Este índice permite identificar as espécies raras – ocorrem em até 10% das paisagens; espécies incomuns – ocorrem entre 11% a 20% das paisagens; espécies comuns – ocorrem entre 21% a 50% das paisagens; e muito comuns – ocorrem entre 51% a 100% das paisagens (Godoi et al. 2013).

#### *Análise do efeito da cobertura florestal da paisagem*

Para analisar a possível relação entre a riqueza e abundância relativa de psitacídeos com a variação da cobertura florestal de cada paisagem, foram realizadas regressões lineares simples.

Para avaliar a variância na estrutura de comunidade de psitacídeos entre diferentes coberturas florestais, ou seja, para avaliar a distinção das comunidades entre as paisagens, os dados de abundância relativa das oito paisagens (P182, P194, P243, P312, P218, P303, P264 e P206) foram submetidos a uma Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA) de um fator (nível de significância fixado em 0,05), com 999 permutações. Posteriormente, foi realizada uma análise de similaridade através de uma análise de agrupamento (“Cluster”). Para ambas as análises foi utilizado o Índice de Dissimilaridade de Bray-Curtis (Rossi 2016). Este índice de dissimilaridade varia de 0 a 1, onde 1 representa o valor entre locais sem espécies compartilhadas (Clarke et al. 2006). O valor de similaridade foi obtido através da equação:  $1 - \text{índice de dissimilaridade}$ .

Apesar da análise de variância ser não-paramétrica, a normalidade dos dados de abundância relativa e riqueza para as diferentes coberturas florestais foi testada por uma inspeção visual dos resíduos do modelo através de um histograma, tendo ambos se assemelhado a uma distribuição normal.

#### *Análise do efeito do tamanho do fragmento*

Para detectar diferenças na estrutura das comunidades de psitacídeos entre os diferentes tamanhos de fragmentos – pequeno (P), médio (M) e grande (G) – foram feitas análises de variância (ANOVA) de um fator (nível de significância fixado em 0,05) e análises de similaridade através de um “Cluster”. Ambas as análises foram efetuadas através do Índice de Dissimilaridade de Bray-Curtis, com 999 permutações, para os dados de riqueza, abundância relativa e diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ).

#### *Análise do efeito da interação dos fatores*

Para avaliar o efeito da interação dos dois fatores “% de cobertura florestal” e “tamanho do fragmento” sobre a estrutura da comunidade de psitacídeos, foi feita uma PERMANOVA de dois fatores utilizando os dados de abundância relativa para as classes

de tamanhos de fragmentos e as porcentagens de cobertura florestal. A análise foi realizada através do Índice de Dissimilaridade de Bray-Curtis e com 999 permutações (nível de significância fixado em 0,05).

Todas as análises estatísticas foram efetuadas no software R versão 3.3.1. (R Development Core Team 2016).

## Resultados

A análise do esforço amostral para as paisagens em estudo mostrou que apesar da curva não ter atingido uma assíntota, os nossos dados representam 94% do total de espécies (n = 18 espécies; Fig. 2) estimadas para a área de estudo. Além disso, as análises partiram do princípio de igualdade amostral para as paisagens em estudo.

Tendo em conta a frequência de ocorrência, nenhuma espécie foi classificada como rara, duas espécies foram classificadas como incomuns (*P. maracana* e *F. xanthopterygius*), sete espécies como comuns (*P. auricollis*, *Diopsittaca nobilis*, *Thectocercus acuticaudatus*, *Aratinga auricapillus*, *Aratinga nenday*, *A. xanthops* e *Amazona amazonica*) e oito espécies como muito comuns (*A. hyacinthinus*, *Ara chloropterus*, *Psittacara leucophthalmus*, *Eupsittula aurea*, *P. devillei*, *B. chiriri*, *Pionus maximiliani* e *A. aestiva*). Além disso, se registraram quatro espécies em todas as coberturas florestais – *A. chloropterus*, *P. leucophthalmus*, *P. devillei* e *A. aestiva*; e duas espécies – *P. maracana* e *F. xanthopterygius*, ocorrem em apenas uma cobertura florestal correspondendo a 44% e 34% de cobertura, respectivamente (Fig. 3).

### *Resposta da comunidade de Psittacidae à cobertura florestal*

Nas paisagens estudadas foram registrados 2352 indivíduos de 17 espécies de psitacídeos (Tabela 1). As espécies mais registradas foram: *P. devillei* (728 ind.), *Brotogeris chiriri*



(470 ind.) e *Amazona aestiva* (241 ind.); e as espécies menos registradas foram: *P. maracana* (2 ind.), *Forpus xanthopterygius* (3 ind.) e *Primolius auricollis* (8 ind.).

A riqueza de psitacídeos nas paisagens variou de cinco a 14 espécies (média = 10,40 spp.; desvio padrão = 2,77). A paisagem com 34% de cobertura florestal (P312) representou a paisagem com o maior valor de riqueza ( $n = 14$ ), o maior índice de diversidade ( $H' = 2,13$ ) e de equitabilidade ( $E = 0,75$ ; Tabela 2). Por sua vez, a paisagem com 74% de cobertura florestal (P206) representou a paisagem com o menor valor de riqueza ( $n = 5$ ), menor abundância relativa ( $n = 99$ ), o menor índice de diversidade ( $H' = 0,60$ ) e de equitabilidade ( $E = 0,21$ ). A maior abundância relativa de psitacídeos ( $n = 627$ ) se registrou na paisagem com 44% de cobertura florestal (P303; Fig. 4).

Não detectamos uma relação significativa entre riqueza e cobertura florestal ( $r = 0,09$ ,  $p = 0,24$ ,  $F = 1,73$ ; Fig. 5), nem entre abundância relativa e cobertura florestal ( $r = -0,17$ ,  $p = 0,95$ ,  $F = 0,01$ ).

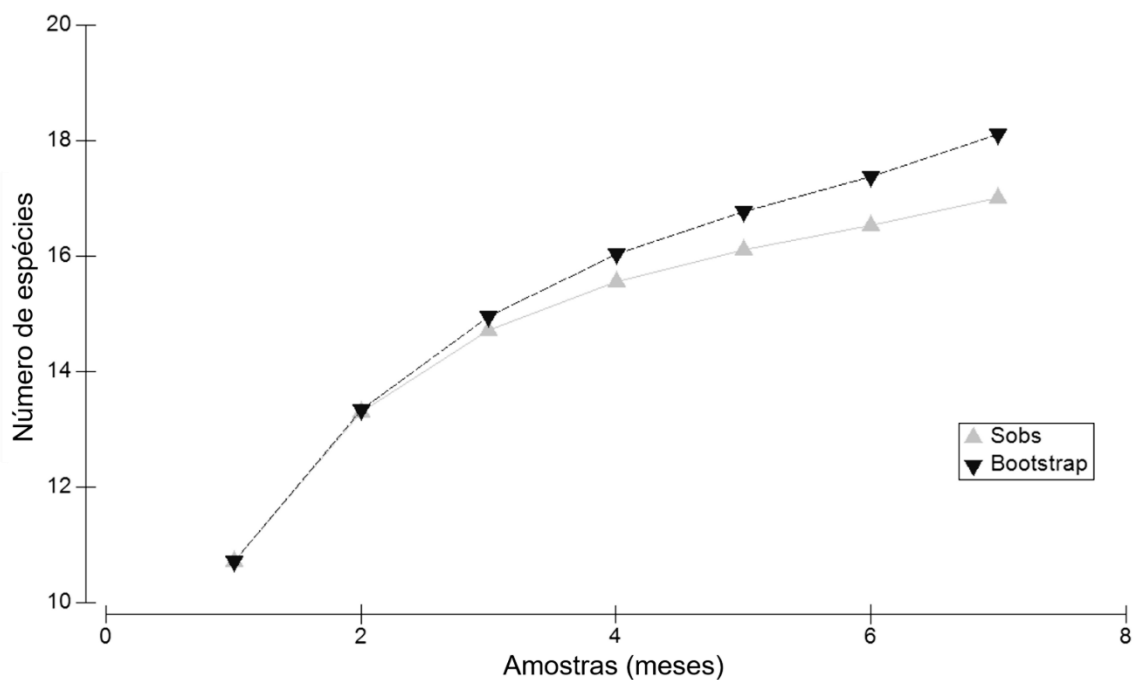


Figura 2 - Gráfico de acumulação de espécies com as curvas observada (Sobs) e estimada ("Bootstrap") baseada no número de espécies de psitacídeos registrados ao longo dos sete meses de amostragem. Riqueza observada (Sobs = 17); riqueza estimada ("Bootstrap" = 18).

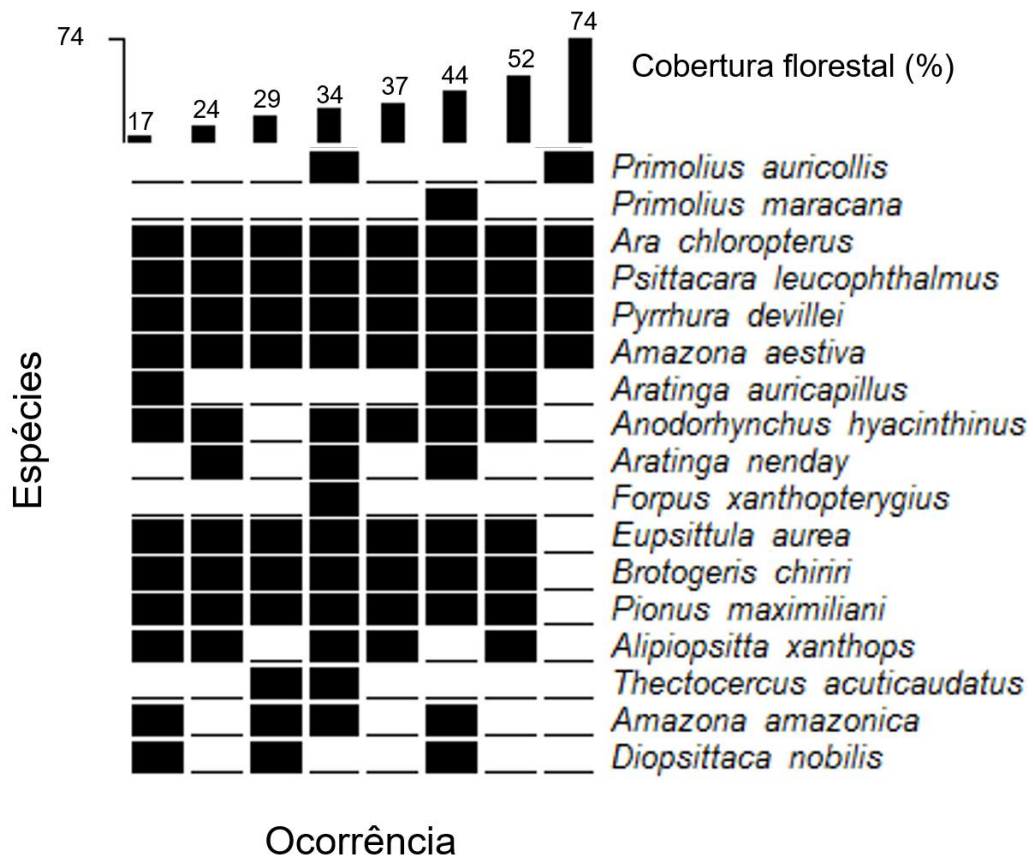


Figura 3 - Ocorrência total, através de dados de presença-ausência, das 17 espécies de Psittacidae em cada porcentagem de cobertura florestal.

Tabela 1- Lista das 17 espécies de Psittacidae e a sua abundância relativa registrada em todas as paisagens do estudo. Estatuto pela IUCN: LC - Pouco preocupante; NT - Quase ameaçada; VU - Vulnerável.

<b>Espécies</b>	<b>Abundância relativa</b>	<b>IUCN</b>
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	59	VU
<i>Ara chloropterus</i>	209	LC
<i>Primolius auricollis</i>	8	LC
<i>Primolius maracana</i>	2	NT
<i>Diopsittaca nobilis</i>	19	LC
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	191	LC
<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	10	LC
<i>Aratinga auricapillus</i>	11	NT
<i>Eupsittula aurea</i>	201	LC
<i>Aratinga nenday</i>	25	LC
<i>Pyrrhura devillei</i>	728	NT
<i>Brotogeris chiriri</i>	470	LC
<i>Forpus xanthopterygius</i>	3	LC
<i>Pionus maximiliani</i>	70	LC
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	85	NT
<i>Amazona amazonica</i>	20	LC
<i>Amazona aestiva</i>	241	LC

Tabela 2 - Resultados de diversidade – índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (E), para todas as coberturas florestais/ paisagens.

<b>Cobertura florestal</b>	<b>17%</b>	<b>24%</b>	<b>29%</b>	<b>34%</b>	<b>37%</b>	<b>44%</b>	<b>52%</b>	<b>74%</b>
Paisagem	P182	P194	P243	P312	P218	P303	P264	P206
Índice diversidade SW (H')	2,11	1,90	1,96	2,13	1,82	1,76	1,75	0,60
Equitabilidade (E)	0,74	0,67	0,69	0,75	0,64	0,62	0,62	0,21

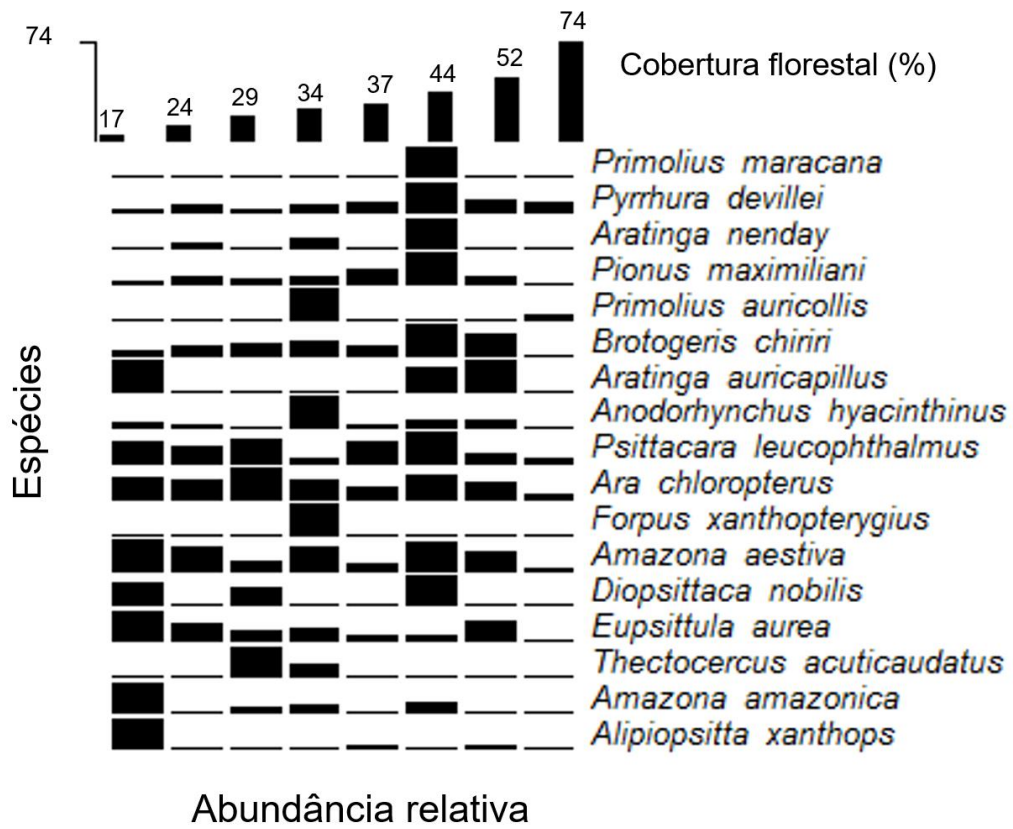


Figura 4 – Abundância relativa das 17 espécies de Psittacidae registradas em cada porcentagem de cobertura florestal.

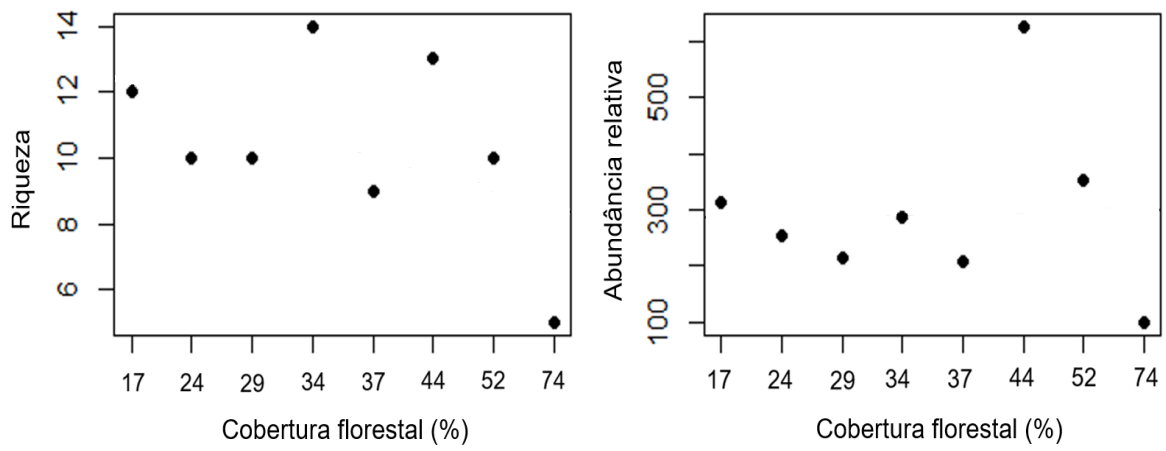


Figura 5 - Relação da riqueza e da abundância relativa em função da porcentagem de cobertura florestal.

A estrutura da comunidade de psitacídeos mostrou uma diferença significativa ( $r^2 = 0,40$ ;  $p = 0,01$ ) entre as diferentes porcentagens de coberturas florestais – 17%, 24%, 29%, 34%, 37%, 44%, 52% e 74%. Porém, a análise de similaridade não evidenciou através da análise de ordenação, uma formação clara de grupos em função da porcentagem de cobertura florestal das paisagens. O dendrograma (Fig. 6) evidenciou o isolamento da paisagem com cobertura de 74% (P206) relativamente às restantes paisagens/ coberturas florestais. As paisagens que apresentaram maior similaridade (0,95), ou seja, menor índice de dissimilaridade (0,05), foram a paisagem com cobertura florestal de 37% com a paisagem com cobertura florestal de 24% (P218 - P194); e a paisagem com cobertura florestal de 52% com a paisagem com 37% de cobertura florestal (P264 - P218).



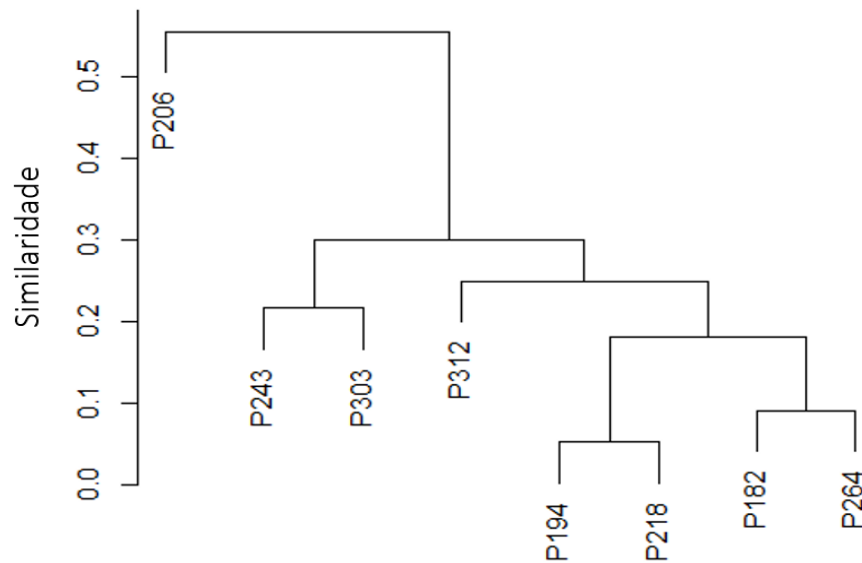


Figura 6 - Dendrograma de similaridade da composição das espécies de psitacídeos nas diferentes coberturas florestais, através das paisagens correspondentes P182 (17%), P194 (24%), P243 (29%), P312 (34%), P218 (37%), P303 (44%), P264 (52%) e P206 (74%). Dados obtidos por uma matriz de abundância relativa de psitacídeos nas oito paisagens em estudo e pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. O índice varia de 0 a 1, onde 1 representa a menor similaridade.

*Resposta da comunidade de Psittacidae ao tamanho do fragmento*

Nos fragmentos analisados foram registrados 1328 indivíduos de 15 espécies de psitacídeos (total de espécies anteriormente registradas para todas as paisagens, com exceção de *P. maracana* e *A. auricapillus*). Destas, nove espécies (*A. hyacinthinus*, *A. chloropterus*, *P. leucophthalmus*, *A. aurea*, *P. devillei*, *B. chiriri*, *P. maximiliani*, *A. xanthops* e *A. aestiva*) ocorreram em todos os tamanhos de fragmentos – pequeno (P), médio (M) e grande (G).

A riqueza dos fragmentos estudados variou de 1 a 10 espécies (média = 6,10 spp.; d.p. = 2,36). O fragmento com maior valor de riqueza ( $n = 10$ ), abundância relativa ( $n = 177$ ) e diversidade (1,89) se registrou no fragmento grande (G) da paisagem P194. O fragmento com menor valor de riqueza, abundância relativa e diversidade se registrou no fragmento médio da paisagem P218 (Fig. 7). Tanto a riqueza como a abundância relativa de todos os fragmentos, foram superiores nos fragmentos grandes (G) ( $S=40$ ,  $N=541$ ) comparativamente aos fragmentos médios (M) ( $S=25$ ,  $N=280$ ) e fragmentos pequenos (P) ( $S=34$ ,  $N=291$ ).

Porém, não houve diferença significativa entre os tamanhos de fragmentos relativamente à riqueza ( $p = 0,22$ ;  $F = 1,59$ ), abundância relativa ( $p = 0,13$ ;  $F = 2,48$ ) e diversidade de psitacídeos ( $p = 0,42$ ;  $F = 0,67$ ). A análise de similaridade não evidenciou uma formação clara de grupos entre tamanhos de fragmentos. No entanto, o dendrograma (Fig. 8) mostra a formação de dois grupos: [P312P, P182M, P194P, P218M e P264M] e os restantes fragmentos formam o segundo grupo. Os fragmentos P194G e P182P foram os que apresentaram maior similaridade (0,95), ou seja, menor índice de dissimilaridade (0,05).

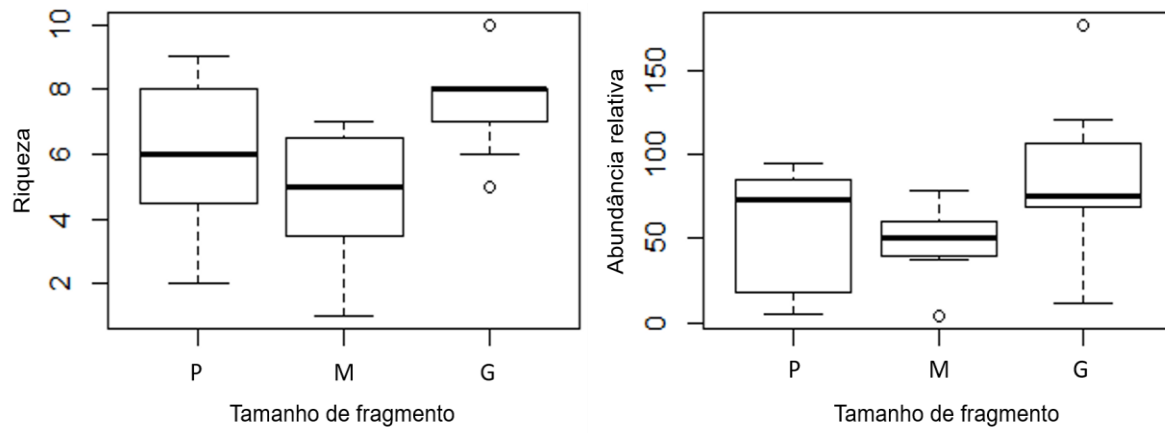


Figura 7 - Diagramas de bigodes “boxplot” com a riqueza e a abundância relativa de cada tamanho de fragmento - pequeno (P), médio (M) e grande (G).

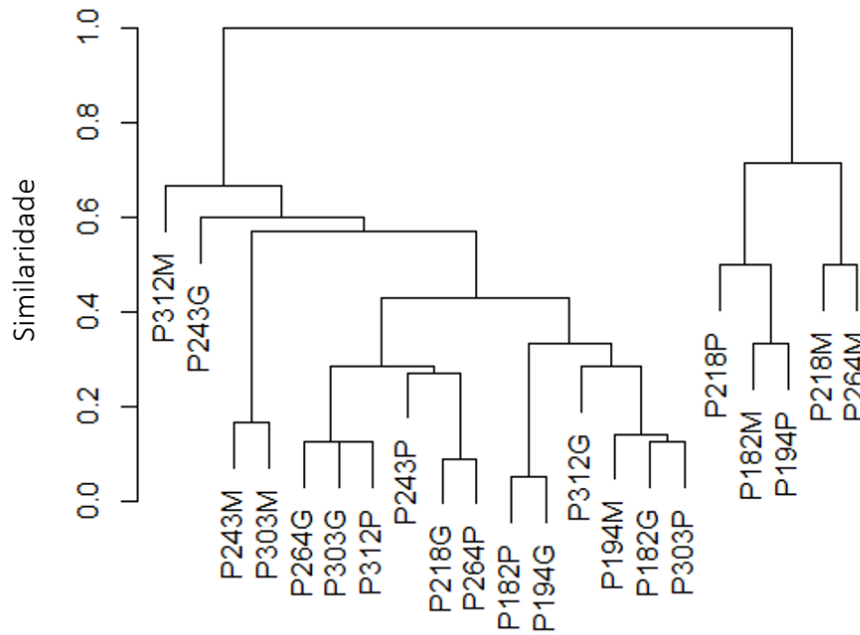


Figura 8 - Dendrograma de similaridade da composição das espécies de psitacídeos nos diferentes tamanhos de fragmentos: pequenos – P182P, P194P, P243P, P312P, P218P, P303P e P264P; médios – P182M, P194M, P243M, P312M, P218M, P303M e P264M; e grandes – P182G, P194G, P243G, P312G, P218G, P303G e P264G. Dados obtidos por uma matriz de abundância relativa de psitacídeos nos 21 fragmentos em estudo e pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. O índice varia de 0 a 1, onde 1 representa a menor similaridade.

### *Resposta da comunidade de Psittacidae à interação dos fatores*

Quanto à interação dos dois fatores – cobertura florestal e tamanho do fragmento –, não houve uma diferença significativa ( $r^2 = 0,05$ ;  $p = 0,91$ ) na estrutura da comunidade de psitacídeos tal como evidenciado através da análise PERMANOVA.

## **Discussão**

Este estudo demonstra que um grande número de espécies da família Psittacidae ocorre fortemente em ambientes com algum nível de fragmentação, natural ou antropogênico. Porém, de acordo com os resultados não existe relação entre a cobertura florestal e as variações na riqueza e na abundância relativa dos psitacídeos. No entanto, existem diferenças significativas na estrutura da comunidade de psitacídeos com a alteração da cobertura florestal. O tamanho do fragmento também não explica as variações na riqueza, abundância relativa e diversidade de psitacídeos.

Neste trabalho detectamos mais duas espécies de Psittacidae – *A. auricapillus* e *F. xanthopterygius* – do que as descritas na literatura para a região (Pivatto et al. 2006, Godoi et al. 2014, Souza et al. 2015) atingindo um total de 17 espécies. Apesar de *F. xanthopterygius*, de estatuto “Pouco Preocupante”, surgir como primeiro registro para a área de estudo, a espécie tem registros de ocorrência nas bases de dados do eBird (eBird 2015) e do WikiAves (WA 2016) para a região de Bonito, Jardim e Miranda do Pantanal. Já os registros de distribuição da espécie *A. auricapillus*, de estatuto “Quase Ameaçada”, não contemplam o Planalto da Serra da Bodoquena, mas indicam a ocorrência da espécie nas suas proximidades, nomeadamente na região da Planície do Pantanal e em outros Planaltos no entorno como a Serra de Maracaju e a Serra do Amolar (Nunes & Júnior 2011).

A presença de uma grande diversidade de psitacídeos na região da Serra da Bodoquena e da ocorrência comum de espécies com estatuto de ameaça pela IUCN, demonstra a importância biológica desta região e a necessidade de preservação dos remanescentes de vegetação que aqui existem para uma conservação a longo prazo dos psitacídeos (Godoi et al. 2013). Um exemplo é a ocorrência “muito comum” da arara-azul-grande (*A. hyacinthinus*) na área de estudo, com estatuto “Vulnerável” relacionado essencialmente com a perda de habitat por desmatamento e com o tráfico ilegal de aves (Guedes 2004). Esta presença ubíqua de *A. hyacinthinus* está provavelmente associada ao desenvolvimento do Projeto de Conservação Arara Azul que ocorre na região focando esta espécie, mas provavelmente também associada à elevada riqueza de psitacídeos neste local que apresenta ainda grandes remanescentes florestais quando em comparação com áreas próximas, garantindo disponibilidade de abrigos água e alimento para o grupo. A existência de uma unidade de conservação nas proximidades – o Parque Nacional da Serra da Bodoquena – também poderá contribuir para a estabilidade destas populações, principalmente em relação aos efeitos do desmatamento.

#### *Influência da cobertura florestal*

A riqueza e a abundância relativa de psitacídeos não está associada com a porcentagem de cobertura florestal. O maior número de espécies de psitacídeos registrado na paisagem com 34% de cobertura florestal, parece estar muito provavelmente relacionado com a proximidade geográfica ao domínio Pantanal. Esta paisagem se distingue em relação às outras paisagens pela presença exclusiva da espécie *F. xanthopterygius*. A distribuição geográfica desta espécie é conhecida para Miranda do Pantanal (eBird 2015), a 45km do nosso registro. Já a menor abundância relativa de espécies de psitacídeos registrada na paisagem com maior cobertura florestal (74%), poderá estar possivelmente relacionado com uma menor disponibilidade de alimento em áreas mais florestadas. Áreas com uma menor cobertura florestal poderão facilitar o acesso a frutos por aves de médio e grande

porte, como é o caso da maioria das espécies registradas no nosso estudo. Além disso, o estudo de Restrepo et al. (1999) refere que há uma maior abundância de frutos nas bordas das florestas comparativamente ao seu interior. Assim, paisagens florestadas com algum nível de fragmentação terão uma maior área de borda de floresta em relação a áreas mais preservadas, e conseqüentemente, uma maior abundância de frutos relacionados ou não com a presença humana. Um exemplo de maior abundância de frutos nas bordas de florestas é o caso da plantação de *Mangifera indica*, espécie arbórea exótica que produz uma grande quantidade de frutos e que constitui um importante recurso alimentar para a família Psittacidae.

Com este estudo refutamos a hipótese de que paisagens com maior cobertura florestal apresentariam uma maior riqueza e abundância relativa de psitacídeos, uma vez que não há relação da porcentagem de cobertura florestal nem com a riqueza nem com a abundância relativa. Este resultado pode ser explicado pela versatilidade das espécies de psitacídeos, ou seja, pela capacidade adaptativa que estas espécies têm no ajuste às mudanças do habitat incluindo colonização em ambientes urbanos (Figueira et al. 2015). Por outro lado, a maioria das espécies observadas neste trabalho correspondem a espécies generalistas de habitat, que utilizam tanto a floresta como a área aberta ao redor, e assim podemos por em causa que os resultados das espécies especialistas possam estar mascarados nas análises. Esta ausência de relação da cobertura florestal tanto para a riqueza como para a abundância relativa também foi encontrada no estudo de Morante-Filho et al. (2015). Porém segundo este estudo anteriormente citado, o efeito começa a ser aparente quando a comunidade de aves é analisada separadamente, entre espécies generalistas e espécies especialistas. Além disso, a hipótese dos resultados das espécies especialistas terem sido mascarados também parece explicar os resultados da diversidade. Os nossos resultados evidenciaram uma tendência de maiores índices de diversidade de Psittacidae em paisagens com menores porcentagens de cobertura florestal. Segundo

Carrara et al. (2015), espécies generalistas parecem ser favorecidas com a perda de habitat, onde a diversidade local de espécies tende a aumentar em paisagens com baixa porcentagem de cobertura florestal.

Mesmo quando a riqueza e abundância relativa de espécies não sofrem alterações significativas, como foi no caso do nosso estudo, outras medidas da estrutura da comunidade como a composição de espécies podem informar melhor quais os efeitos da fragmentação nas comunidades (Haddad et al. 2015). Apesar dos nossos resultados serem relativamente semelhantes quanto à composição de psitacídeos (Fig 6), existem diferenças principalmente na paisagem com maior cobertura florestal (74%).

Além disso, o nosso estudo mostrou uma diferença significativa na estrutura da comunidade entre as diferentes coberturas florestais. Esta diferença pode estar relacionada com outros fatores não analisados neste estudo como os atributos funcionais das espécies. Assim, consideramos que para compreender melhor os fatores que causam diferentes respostas nas espécies, é necessário considerar também as características intrínsecas e ecológicas das espécies, tais como a capacidade de dispersão, guilda trófica, tamanho do corpo, limites de distribuição, entre outras (Henle et al. 2004, Shanahan & Possingham 2009). Um exemplo é a baixa abundância relativa de *P. maracana* por nós registrada, que está provavelmente associado ao seu limite de distribuição que ocorre na região (BirdLife International & NatureServe 2014). Desta forma, para inferir sobre a capacidade de resiliência das espécies às alterações ambientais e conseqüentemente determinar quais as aves mais susceptíveis à extinção, pretendemos em trabalhos futuros associar os atributos funcionais das espécies às características da paisagem.

Cerca de metade das espécies de psitacídeos (*A. hyacinthinus*, *A. chloropterus*, *P. leucophthalmus*, *E. aurea*, *P. devillei*, *B. chiriri*, *P. maximiliani* e *A. aestiva*) foram registradas em praticamente todas as coberturas florestais, e por isso serão potencialmente menos afetadas pela fragmentação de habitat e menos susceptíveis à



extinção local. Contudo, a diversidade da região da Serra da Bodoquena não é livre de ameaça, uma vez que a região sofre impactos diretos e indiretos através de desmatamento e incêndios ilegais (Uetanabaro et al. 2007). Assim, é necessário priorizar esforços de conservação primeiramente para espécies especialistas de habitat florestal, que ocorreram em uma menor abundância relativa ou ficaram restritas nos nossos resultados a uma única cobertura florestal – *P. maracana* e *F. xanthopterygius*.

#### *Influência do tamanho do fragmento*

A riqueza, a abundância relativa e a diversidade de psitacídeos não estão relacionadas com o tamanho do fragmento. De forma especulativa, o tamanho do fragmento quando associado à proximidade de uma área urbana próxima, podem constituir fatores que poderão explicar a maior riqueza, abundância relativa e diversidade observadas no fragmento grande da paisagem P194, próximas à cidade de Bonito. Assim, e uma vez que os psitacídeos ocorrem em ambientes antropizados (Figueira et al. 2015) e parecem ser beneficiados em parte pela presença humana, consideramos útil a inclusão em estudos futuros do fator distância a áreas urbanas próximas.

Contrariamente a outros estudos com aves (exs. Cornelius 2000, Marini 2001), onde a riqueza de espécies teve uma relação positiva com o tamanho do fragmento, os nossos resultados não mostraram um efeito significativo, ou seja, fragmentos florestais maiores não apresentaram necessariamente um maior número de indivíduos ou espécies.

A ausência de uma diferença significativa na riqueza, na abundância relativa e na diversidade de psitacídeos entre tamanhos de fragmentos, bem como na ausência da formação de grupos de fragmentos, poderá ser explicada pela capacidade de dispersão das aves. As aves através da sua capacidade de dispersão poderão alcançar fragmentos próximos pelo vôo (Rossi 2016). Logo, os psitacídeos estão a responder de forma positiva à matriz não florestada, que permite o deslocamento das espécies ou funciona como local de forrageamento (Franklin & Lindenmayer 2009, Rossi 2016). Assim, as

espécies que ocorrem em todos os fragmentos, independentemente do seu tamanho – *A. hyacinthinus*, *A. chloropterus*, *P. leucophthalmus*, *E. aurea*, *P. devillei*, *B. chiriri*, *P. maximiliani*, *A. xanthops* e *A. aestiva*, terão uma capacidade de resiliência maior ao efeito da área do fragmento. Este resultado também foi encontrado no estudo de Ethier & Fahrig (2011) para a abundância relativa de duas espécies de morcegos (*E. fuscus* e *L. cinereus*) conduzido em paisagens com matriz florestal e agrícola.

#### *Interação de fatores: Cobertura florestal e tamanho do fragmento*

A ausência de diferença significativa na estrutura da comunidade de psitacídeos tendo em conta os dois fatores extrínsecos (cobertura florestal e tamanho do fragmento) em conjunto, parece estar relacionado com a forma como os psitacídeos entendem a paisagem. Os psitacídeos parecem se comportar como uma única população distribuída pelas paisagens e pelos fragmentos, onde o deslocamento entre manchas não é um problema.

#### *Conclusões*

As respostas dos psitacídeos às variações na cobertura florestal e no tamanho dos fragmentos não apresentaram um efeito linear nem ao nível da comunidade nem ao nível da espécie, e não nos permitem inferir sobre o impacto das alterações de habitat nas populações. Porém, mesmo não tendo sido evidente o impacto do tamanho do fragmento nas espécies, futuras medidas de conservação deverão ter em conta o carácter versátil, mas também vulnerável das espécies da família Psittacidae.

Este estudo pretendeu examinar especificamente os efeitos da perda e fragmentação de habitat florestal, e, desta forma não foram analisadas outras variáveis locais e paisagísticas como a estrutura de habitat, disponibilidade e sazonalidade de recursos. No entanto, é possível que estas variáveis tenham inferido indiretamente nos nossos resultados, e que para os psitacídeos estas variáveis possam ser tão ou mais

importantes para a sua ocorrência ou permanência quanto a estrutura e a composição da paisagem.

Apesar deste estudo não ter registrado efeito da fragmentação e perda de habitat nos psitacídeos em geral, bem como na especialista florestal *P. devillei*, modificações na paisagem provavelmente terão consequências mais drásticas principalmente em espécies especialistas que não apresentem grande capacidade de dispersão. Desta forma, sugerimos estratégias de conservação local baseadas primeiramente em espécies especialistas que dependem de grandes coberturas de vegetação nativa, e posteriormente pelo seu estatuto de ameaça.

A fragmentação e perda de habitat se torna ainda mais crítica se considerarmos o grande número de aves endêmicas do Brasil (CBRO 2015, IUCN 2015), a diminuição na fiscalização dos parques naturais e reservas, e o tempo de latência na resposta das espécies à fragmentação. Tendo em conta a importância dos sistemas agropecuários nas demandas sociais, alcançar estratégias que permitam reduzir a perda de biodiversidade requer uma maior fiscalização, bem como repensar de forma sustentável os nossos hábitos de consumo. Medidas de conservação que se baseiem não só na criação de áreas protegidas, mas também em uma gestão sustentável de todos os recursos, na recuperação de áreas degradadas com reflorestamento de espécies autóctones, e em ações de educação ambiental nomeadamente em relação ao fogo e ao desmatamento ilegal, são urgentes e necessárias.

A realização de estudos em diferentes escalas espaciais associados às características intrínsecas das espécies, se tornam essenciais para uma melhor compreensão da dinâmica local e do tipo de respostas das aves à fragmentação do habitat. Além disso, o conhecimento da diversidade local constitui um passo bastante importante no caminho da conservação da biodiversidade.

## Literatura citada

- Barreto L, Eupen MV, Kok K, Jongman HG, Ribeiro MC, Veldkamp A, Hass A & Oliveira TG. 2012. The impact of soybean expansion on mammal and bird, in the Balsas region, north Brazilian Cerrado. *Journal for Nature Conservation* 20(6), 374-383.
- Belísle M, Desrochers A & Fortin MJ. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82(7), 1893-1904.
- Bennett PM & Owens IPF. 1997. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proceedings of the Royal Society of London B* 264: 401-408.
- Bianchi CA. 2010. Rapid endangered species assessment: a novel approach to improve extinction risk assessments in poorly known species. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in Wildlife Science, Oregon State University, pp. 1-194.
- BirdLife International & NatureServe. (2014). Bird Species Distribution Maps of the World. 2013. *Primolius maracana*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-2. Disponível em: <<http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=22685606>>. Acesso a: 2 de novembro de 2016.
- Brightsmith DJ. 2005. Parrot Nesting in Southeastern Peru: Seasonal Patterns and Keystone Trees. *The Wilson Bulletin* 117(3): 296–305.
- Boscolo D & Metzger JP. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography* 34: 1018-1029.
- Brokaw N. 1998. Fragments past, present and future. *Trends in Ecology & Evolution* 13(10): 382-383.
- Camargo E, Rodrigues LC & Araujo AC. 2011. Pollination biology and reproduction of *Seemannia sylvatica* (Kunth) Hanstein (Gesneriaceae) in the Serra da Bodoquena National Park, Mato Grosso do Sul. *Biota Neotropica* 11(4): 125-130.
- Carrara E, Arroyo-Rodriguez V, Vega-Rivera JH, Schondube JE, De Freitas SM & Fahrig L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation* 184: 117-126.

- Carvalho FMV, Júnior PM & Ferreira LG. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392-1403.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2015. Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2): 91–298.
- Clarke KR, Somerfield PJ & Chapman MG. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 55-80.
- Cornelius C, Cofré H & Marquet PA. 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation Biology* 14(2): 534-543.
- Crooks KR, Suarez AV, Bolger DT & Soulé ME. 2001. Extinction and Colonization of Birds on Habitat Islands. *Conservation Biology* 15(1): 159-172.
- Cushman SA & McGarigal K. 2003. Landscape-level patterns of avian diversity in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 73(2): 259-281.
- De Coster G, Banks-Leite C & Metzger JP. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B* 282: 1-8.
- eBird. 2015. eBird Basic Dataset. Version: EBD\_relNov-2015. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.
- ESRI. 2015. ArcGIS Desktop: Release 10.3.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Ethier K & Fahrig L. 2011. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology* 26: 85-876.
- Fahrig L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40(9): 1649-1663.
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM & Martin J. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101-112.

- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, Stouffer PC, Bierregaard RO & Lovejoy TE. 2007. A Large-Scale Deforestation Experiment: effects of patch area and isolation on Amazon Birds. *Science* 315: 238-241.
- Figueira L, Tella JL, Camargo UM & Ferraz G. 2015. Autonomous sound monitoring shows higher use of Amazon old growth than secondary forest by parrots. *Biological Conservation* 184: 27–35.
- Francisco LR, Valdiga MO & Moreira N. 2014. Resposta reprodutiva à retirada de ovos e filhotes de psitacídeos neotropicais em cativeiro. *Revista Brasileira de Reprodução Animal* 38(1): 25-31.
- Françoso RD, Brandão RA & Batista VBGV. 2011. Identificação de áreas relevantes para conservação com base em indicadores biológicos: subsídio ao zoneamento de dois Parques Nacionais no Cerrado Brasileiro. *Caminhos de Geografia* 12(40): 106-118.
- Franklin JF & Lindenmayer DB. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 10(2): 349-350.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2010. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, Período 2008-2010. Dados Parciais dos estados avaliados até maio de 2010. São Paulo, Brasil. Disponível em: <<http://www.inpe.br/noticias/arquivos/pdf/atlasrelatoriofinal.pdf>>. Acesso a: 20 de setembro de 2016.
- Gainsbury AM & Colli GR. 2014. Effects of abandoned Eucalyptus plantations on lizard communities in the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 23(13): 3155-3170.
- Galetti M. 2002. Métodos para avaliar a dieta de psitacídeos, pp. 113–121. In: *Ecologia e conservação de psitacídeos no Brasil*. (Eds. M Galetti & MA Pizo). Melopsittacus Publicações Científicas, Belo Horizonte, Brasil.
- Godoi MN, Filho JCM, Módena ES, Faxina C, Tizianel FAT, Bocchese R, Pivatto MAC, Nunes AP & Posso SR. 2013. Birds of Upper Paraná River Basin in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21(3): 176-204.
- Godoi MN, Morante-Filho JC, Faxina C, Modena ES, Pivatto MAC, Manço DG, Bocchese R, Teribele R, Rosa ALM & Stavis VK. 2012. Aves de rapina raras no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 170: 41-47.

- Godoi MN, Pivatto MAC, De Mello AV, Laps RR & Souza FL. 2014. Aves da RPPN Estância Mimosa, Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 178: 39-49.
- Google. 2013. Google Earth Pro versão 7.1.5.1557. Imagens Landsat de 11/5/2013. Disponível em: <<https://www.google.com/earth/>>. Acesso a: 10 de novembro de 2016.
- Goulart FF, Salles P, Saito CH & Machado RB. 2013. How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 14: 114-130.
- Gregory RD & Strien AV. 2010. Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science* 9 (1): 3-22.
- Guedes NMR. 2004. Araras azuis: 15 anos de estudos no Pantanal. VI Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá, MS. Disponível em: <<http://www.projetoararaazul.org.br/arara/portals/0/pdf/guedes,%202004%20-%20projeto%20arara%20azul%2015%20anos%20-%20simpan.pdf>>. Acesso a: 29 outubro. 2016.
- Gwynne JA, Ridgely RS, Tudor G & Argel M. 2010. Aves do Brasil. Volume 1. Pantanal & Cerrado. Editora Horizonte, São Paulo, Brasil.
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton O, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurence WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song D & Townshend JR. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): 1-9.
- Hannibal W & Neves-Godoi M. 2015. Non-volant mammals of Maracaju Mountains, southwestern Brazil: composition, richness and conservation. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86: 217-225.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. Mapa de Biomas do Brasil: Rio de Janeiro. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>. Acesso a: 21 de setembro de 2016.

- IBÁ - Indústria Brasileira de Árvores. 2014. Relatório IBÁ 2014. Disponível em: <[http://iba.org/images/shared/iba\\_2014\\_pt.pdf](http://iba.org/images/shared/iba_2014_pt.pdf)>. Acesso a: 20 de dezembro de 2016.
- IUCN. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2015-3. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/22685790/0>>. Acesso a: 06 de junho 2015.
- Jacoboski LL, Mendonça-Lima A & Hartz SM. 2016. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. *Brazilian Journal of Biology* 76(3): 1-9.
- Klink CA & Machado RB. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Krausmann F, Erb K, Gingrich S, Haberl H, Bondeau A, Gaube V, Lauk C, Plutzer C. & Searchinger TD. 2013. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20<sup>th</sup> century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(25): 10324-10329.
- Laurance WF, Sayer J & Cassman KG. 2013. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution* 29(2): 107-116.
- Lyra-Jorge MC, Ciocheti G & Pivello VR. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity Conservation* 17: 1573-1580.
- MacArthur RH & Wilson EO. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton press, 22pp.
- Machado NG, Venticinque EM & Penha J. 2011. Effect of environmental quality and mesohabitat structure on a Biotic Integrity Index based on fish assemblages of cerrado streams from Rio Cuiabá basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 21(3): 577-586.
- Madureira MS, Sobrinho TG & Schoereder JH. 2012. Why do Ant Species Occur in the Matrix and Not in the Forests? Invasion from Other Habitats or Expansion from Forest Gaps (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 59(4): 1137-1149.
- Manica LT, Telles M & Dias MM. 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* 70(2): 243-254.
- Marini MÂ. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11: 13-25.



- Miguet P, Jackson HB, Jackson ND, Martin AE & Fahrig L. 2015. What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landscape Ecology* 31(6): 1177-1194.
- Miles L, Newton AC, DeFries RS, Ravilious C, May I, Blyth S, Kapos V & Gordon JE. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491–505.
- Miller MP, Bianchi CA, Mullins TD & Haig SM. 2013. Associations between forest fragmentation patterns and genetic structure in Pfrimer's Parakeet (*Prhura pfrimeri*), an endangered endemic to central Brazil's dry forests. *Conservation Genetics* 14(2): 333-343.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2013. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Encarte 3. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2082-parna-da-serra-da-bodoquena>>. Acesso a: 5 de novembro de 2016
- Morante-Filho JC, Faria D, Mariano-Neto E & Rhodes J. 2015. Birds in Anthropogenic Landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE* 10(6): e0128923.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Newbold T, Hudson LN, Philips HRP, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Blandon A, Butchart SHM, Booth HL, Day J, De Palma A, Harrison MLK, Kirkpatrick L, Pynegar E, Robinson A, Simpson J, Mace GM, Scharlemann JPW & Purvis A. 2014. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proceedings of the Royal Society* 281: 1-12.
- Nunes MFC & Galetti M. 2006. Use of forest fragments by blue-winged macaws (*Primolius maracana*) within a fragmented landscape. *Biodiversity Conservation* 16: 953-967.
- Nunes AP, Godoi MN, Pivatto MAC, Morante-Filho JC, Patrial EW, Silva PA., Stavis VK, Manço DG, Costacurta MB, Leuchtenberger C & Lehn C.R. 2013. Aves da Serra de Maracaju, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 21(1): 75-100.

- Nunes AP & Júnior AS. 2011. Itens alimentares consumidos por psitacídeos no Pantanal e planaltos do entorno, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas On-line* 162: 42-50.
- Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI & Metzger JP. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS One* 5(10): 1-10.
- Phalan B, Onial M, Balmford A & Green RE. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333: 1289-1291.
- Pivatto MAC, Manço DG, Straube FC, Urben-Filho A & Milano M. 2006. Aves do Planalto da Bodoquena, Estado do Mato Grosso do Sul (Brasil). *Atualidades Ornitológicas* 129: 1-26. Disponível em: <http://www.ao.com.br/download/bodoquen.pdf>. Acesso a: 18 de outubro de 2016.
- Primack RB. 2002. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland. In: Uetanabaro M, Souza FL, Filho PL, 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.
- R Development Core Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabello A, Ramos FN & Hasui E. 2010. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). *Biota Neotropica* 10(1): 1-8.
- Restrepo C, Gomez N & Heredia S. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology* 80(2): 68-685.
- Rosa MR. 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da Biodiversidade Brasileira. Atualização: Portaria MMA nº9, 23 de janeiro de 2007. Biodiversidade 31. Brasília, Brasil.
- Rossi RF. 2016. Respostas de comunidade de aves à fragmentação florestal no Cerrado. Dissertação de mestrado em Zoologia, Universidade de Brasília, Brasil, pp. 1-88.
- Sano EE, Rosa R, Brito JLS & Ferreira LG. 2010a. Mapeamento do Uso do Solo e Cobertura Vegetal, Bioma Cerrado, Ano-Base 2002. Série Biodiversidade, 36. Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, Brasil.

- Sano EE, Rosa R, Brito JLS & Ferreira LG. 2010b. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166(1-4): 113-124.
- Saweyr D. 2008. Climate change, biofuels and eco-social impacts in the Brazilian Amazon and Cerrado. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363: 1747-1752.
- Shanahan DF & Possingham HP. 2009. Predicting avian patch occupancy in a fragmented landscape: do we know more than we think? *Journal of Applied Ecology* 46(5): 1026-1035.
- Silva DP & Marco Jr P. 2014. No evidence of Habitat loss affecting the Orchid Bees *Eulaema nigrita* Lepeletier and *Eufriesea auriceps* Friese (Apidae: Euglossini) in the Brazilian Cerrado Savanna.
- Smith AC, Fahrig L & Francis CM. 2011. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography* 34: 103-113.
- Souza EO de, Godoi MN & Aoki C. 2015. Avifauna do município de Bodoquena, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas* 184: 43-54.
- Telles MPC, Diniz-Filho JAF, Bastos RP, Soares TN, Guimarães LD & Lima LP. 2007. Landscape genetics of *Physalaemus cuvieri* in Brazilian Cerrado: Correspondence between population structure and patterns of human occupation and habitat loss. *Biological Conservation* 139: 37-46.
- Thornton DH & Fletcher Jr. RJ. 2014. Body size and spatial scales in avian response to landscapes: a meta-analysis. *Ecography* 37: 454-463.
- Tscharntke T, Sekercioglu CH, Dietsch TV, Sodhi NS, Hoehn P & Tylianakis JM. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* 89: 944-951.
- Uetanabaro M, Souza FL, Filho PL, 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.

- Voltolini JC, Wludarski A & Silva I. 2009. Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. *Revista Biociências, UNITAU* 15(2): 133-138.
- WA – WikiAves. 2016. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso a: 1 outubro de 2016.
- Warburton NH. 1997. Structure and conservation of forest avifauna in isolated rainforest remnants in tropical Australia 190-206. In: Kinas MA. 2009. Influência de variáveis ambientais sobre a comunidade de aves em fragmentos de cerrado e áreas de pastagens cultivadas, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Tese de doutorado em Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Brasil, pp. 1-85.
- Wilson MC, Chen X, Corlett RT, Didham RK, Ding P, Holt RD, Holyoak M, Hu G, Hughes AC, Jiang L, Laurance WF, Liu J, Pimm SL, Robinson SK, Russo SE, Si X, Wilcove DS, Wu J & Yu M. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31: 219-227.

## Anexos

Tabela I – Tamanho (ha) e classificação dos 21 fragmentos selecionados na área de estudo. Classificação do fragmento: pequeno (P), médio (M) e grande (G).

Identificação	Tamanho do fragmento (ha)	Classificação do fragmento
P182P	8,7	P
P182M	180,7	M
P182G	507	G
P194P	19,7	P
P194M	150,9	M
P194G	575	G
P243P	62,2	P
P243M	120	M
P243G	740	G
P312P	89,01	P
P312M	329	M
P312G	814	G
P218P	29,85	P
P218M	289,8	M
P218G	499	G
P303P	87,9	P
P303M	166	M
P303G	1041,9	G
P264P	113,15	P
P264M	335,66	M
P264G	1150	G