

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS EM
SILVICULTURA DE TECA (*Tectona grandis* L. f.) NO
CERRADO, PANTANAL E AMAZÔNIA EM MATO
GROSSO, BRASIL**

ALEXANDRE CASAGRANDE FAUSTINO

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL**

2015

ALEXANDRE CASAGRANDE FAUSTINO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS EM
SILVICULTURA DE TECA (*Tectona grandis* L.f.) NO CERRADO,
PANTANAL E AMAZÔNIA EM MATO GROSSO, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2015**

ALEXANDRE CASAGRANDE FAUSTINO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS EM SILVICULTURA DE
TECA (*Tectona grandis* L.f.) NO CERRADO, PANTANAL E AMAZÔNIA,
MATO GROSSO, BRASIL**

Essa dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Cáceres, 18 de março de 2015.

Banca examinadora

Profª. Dra. Ana Cristina Mendes de Oliveira
Universidade do Federal do Pará – UNEMAT (Membro externo)

Profª. Dra. Christine Steiner São Bernardo
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT (Membro interno)

Prof. Dr. Manoel dos Santos-Filho
Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT (Orientador)

Prof. Dr. Gustavo Rodrigues Canale
Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT (Suplente)

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2015**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Manoel dos Santos-Filho pelo aprendizado, paciência e confiança na construção deste trabalho.

A CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

À Floresteca S/A, pelo financiamento e logística durante toda a execução do projeto.

Aos amigos do laboratório de Mastozoologia que contribuíram para o sucesso deste estudo: Henry, Patrick, Welvis, Mariane, Priscila, Renata e Robson.

Aos amigos de longe que sempre me ouviram nas fases difíceis de mudança, distância e ausência (Priscilla, Bruno, Ravena, karol, Lara, Adriana, Erika, Fagner, Thiago, Neto, Luís, Eva, Darly e Ana) e aos amigos que conquistei aqui, pela enorme receptividade e ouvido (Angélica, Elaine, Ana, Mara, Tiago, Ana Paula e Dona Selina). Principalmente ao Chico e Josi, devo a vocês vários "insides" sobre minha pesquisa!

A Thaís e Gabis pelas pipocas, conversas e muitas horas de estudo e cervejas juntos.

À minha grandiosa família que mesmo longe, continua acreditando em meus objetivos. Amo vocês por "dimais"!

A todos os auxiliares de campo, funcionários da Floresteca pelo trabalho árduo durante a coleta, até mesmo em preparar nosso café e almoço.

Aos amigos que fizeram parte do projeto (Estrutura da comunidade de invertebrados e vertebrados em remanescentes florestais conectados à silvicultura de teca no MT) – Cícero, Aline, Fabrício e Olinda pelo companheirismo e amizade durante os vários meses de amostragem. Essa conquista não seria possível sem vocês.

Aos Professores Dionei e Malheiros, pelas considerações durante o processo de qualificação.

Ao professor Carlos Peres, pela contribuição nas análises estatísticas e no estudo como um todo e ao professor Rogério Rossi, pelo auxílio na identificação dos espécimes coletados.

Grato a todos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	7
LISTA DE TABELAS.....	9
Resumo Geral.....	120
Abstract	121
Introdução Geral.....	12
Referências Bibliográficas	15
Capítulo I. Uso de Teca (<i>Tectona grandis</i>) por médios e grandes mamíferos em áreas fragmentadas em três biomas do Mato Grosso.....	19
Resumo	21
Abstract	22
1. Introdução.....	23
2. Metodologia	24
2.1 Caracterização da área de estudo	24
2.3 Transecção linear	26
2.4 Armadilhas Fotográficas	27
2.6 Análise dos Dados.....	27
3. Resultados.....	28
3.1 Riqueza e Composição de Espécies.....	28
3.2 Uso dos habitats estudados.....	31
4. Discussão	36
5. Conclusão.....	40
6. Referências.....	41
Capítulo II. Uso de remanescentes florestais e matriz de teca (<i>Tectona grandis</i>) adjacente, por pequenos mamíferos, Mato Grosso, Brasil.....	47
Abstract	50
1. Introdução.....	51
2. Material e Métodos	52
2.1 Caracterização da área de estudo	52
2.2 Delineamento Amostral.....	53
2.3 Armadilhamento	54
2.3.1 Armadilha Convencional - <i>Live Traps</i>	54

2.3.2 Armadilha de Intercepção e Queda - <i>Pitfall Trap</i>	55
2.7 Análise dos Dados	55
3. Resultados.....	56
4. Discussão	63
5. Conclusão.....	67
6. Referências Bibliográficas.....	69

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I. Uso de Teca (*Tectona grandis*) por médios e grandes mamíferos em áreas fragmentadas em três biomas no sudoeste de Mato Grosso.

Figura 1. Localização das áreas de estudo no Cerrado, Pantanal e Amazônia. Imagens do satélite Landsat-8, sensor Operational Land Imager (OLI), com resolução espacial de 30 metros. Destaque para o Brasil (letra A), estado de Mato Grosso (B), sítios amostrais 7 a 17 (letra C) e sítios de 1 a 6 (letra D)..... 25

Figura 2. Esquema para amostragem de médios e grandes mamíferos nos sítios amostrais localizados no Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil..... 26

Figura 3. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para as 17 localidades nos três biomas amostrados no estado de Mato Grosso. Triângulos = teca; círculos preenchidos = Cerrado; sinal de mais = Pantanal e; quadrado = Amazônia.. 31

Figura 4. Uso do remanescente florestal e matriz por mamíferos de médio em grande porte nos sítios. 1) as espécies que preferencialmente utilizaram a matriz de teca; 2) as espécies que preferencialmente usaram as áreas florestadas; e 3) espécies generalistas, ou seja, foram neutras em relação a esses dois tipos de habitat.. 33

Figura 5. Análise de Variância (Anova one-way), com variação mínima e máxima de diferenças na riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte em função dos biomas amostrados (Amazônia, Cerrado e Pantanal), no estado de Mato Grosso, Brasil. 34

Capítulo II. Uso de remanescentes florestais e matriz de teca (*Tectona grandis*) adjacente, por pequenos mamíferos, Mato Grosso, Brasil

Figura 1. Localização das áreas de estudo no Cerrado, Pantanal e Amazônia. Imagens do satélite Landsat-8, sensor Operational Land Imager (OLI), com resolução espacial de 30 metros. Destaque para o Brasil (letra A), estado de Mato Grosso (B), sítios amostrais 7 a 17 (letra C) e sítios de 1 a 6 (letra D).....53

Figura 2. Esquema para amostragem de pequenos mamíferos nos sítios amostrais localizados no Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil.....54

Figura 3. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para as 17 localidades nos três biomas amostrados no estado de Mato Grosso. X = matriz (teca); + = Pantanal; □ = Amazônia e; ● = Cerrado.....59

Figura 4. Ordenamento da ocupação das espécies em função das trilhas de amostragem para os 17 sítios amostrais, no estado de Mato Grosso. 60

Figura 5. Análise de variância (ANOVA, two-way), da riqueza e abundância de espécies de mamíferos de pequeno porte entre o Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil. 63

LISTA DE TABELAS

Capítulo I. Uso de Teca (*Tectona grandis*) por médios e grandes mamíferos em áreas fragmentadas em três biomas do Mato Grosso

Tabela 1. Lista de espécies registradas nos sítios amostrados..... 29

Tabela 2. Teste de Wilcoxon pareado entre a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte e as distâncias da borda do remanescente (400, 150 e 50m), borda (0m) e matriz (-50, -150 e -400m) nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, Mato Grosso, Brasil.. 36

Capítulo II. Uso de remanescentes florestais e matriz de teca (*Tectona grandis*) adjacente, por pequenos mamíferos, Mato Grosso, Brasil

Tabela 1. Número de captura de espécies de pequenos mamíferos nos remanescentes vegetacionais e matriz adjacente (teca)..... 57

Tabela 2. Teste de Wilcoxon para a riqueza de espécies de pequenos mamíferos entre as distâncias das trilhas na matriz de teca (-400, -150 e -50 m), borda (0 m) e remanescente (50, 150 e 400 m), na Amazônia, Cerrado e Pantanal, Mato Grosso, Brasil.....61

Tabela 3. Teste de Wilcoxon para a abundância de espécies de pequenos mamíferos entre as distâncias das trilhas na matriz de teca (-400, -150 e -50 m), borda (0 m) e remanescente (50, 150 e 400 m), na Amazônia, Cerrado e Pantanal, Mato Grosso, Brasil.....62

Resumo Geral

Casagrande, Alexandre. **Estrutura da comunidade de mamíferos em silvicultura de teca (*Tectona grandis* L.f.) no cerrado, pantanal e amazônia, Mato Grosso, Brasil** Cáceres: UNEMAT, 2015. 81 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais)¹.

O entendimento de como a fauna e a flora são afetadas pela fragmentação de habitats são os fatores mais importantes para a manutenção da biodiversidade. Mudanças na paisagem implicam em grandes alterações sobre a fauna, causando desaparecimento de espécies, alteração na composição, estrutura e dinâmica das populações, conseqüentemente alterando as interações e processos ecológicos. No estado de Mato Grosso, extensas áreas de pastagens tem dado espaço a formação de povoamentos de árvores nos últimos 20 anos. Dessa forma, entender como os mamíferos se comportam diante dessa nova realidade encontrada na paisagem é de extrema importância para a conservação deste grupo faunístico o qual possui relação direta com a saúde do ecossistema. Para o estudo completo, nós nos propomos a realizar dois capítulos: “Uso de Teca (*Tectona grandis*) por mamíferos em áreas fragmentadas no sudoeste de Mato Grosso” e o segundo capítulo “Uso de remanescentes florestais e matriz de teca (*Tectona grandis*) adjacente, por pequenos mamíferos, Mato Grosso, Brasil”. Os dois capítulos tratam do uso de habitats por mamíferos não voadores no Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

Abstract

Casagrande, Alexandre. Mammalian community structure in teak forestry (*Tectona grandis*) in the savanna, wetland and Amazon, Mato Grosso, Brazil Caceres: UNEMAT, 2015. 81 p. (Dissertation - Master in Environmental Sciences) ¹.

Understanding how animals and plants are affected by habitat fragmentation are the most important factors for maintaining biodiversity. The landscape changes imply major changes on the fauna, causing loss of species, change in composition, structure and dynamics of populations, thus altering the interactions and ecological processes. In the state of Mato Grosso, large areas of pastures have given way the formation of stands of trees in the past 20 years. Thus, understanding how mammals behave with this new reality found in the landscape is of utmost importance for the conservation of this fauna group which has direct bearing on the health of the ecosystem. For the full study, we propose to conduct two chapters: "Using Teak (*Tectona grandis*) by mammals in areas fragmented in southwestern Mato Grosso" and the second section "Use of forest remnants and teak matrix (*Tectona grandis*) adjacent for small mammals, Mato Grosso, Brazil. " The two chapters deal with the use of habitats by non-flying mammals in the Cerrado, Pantanal and Amazon, Mato Grosso, Brazil.

Introdução Geral

A fragmentação de habitats decorrente da interferência humana é definida como o processo de divisão de um habitat contínuo em manchas isoladas (MURCIA, 1995; CERQUEIRA et al. 2003). Ocorre com a remoção incompleta de grande maciço florestal, o que resulta em pequenas manchas de ecossistemas naturais separados por matriz, como pastagens, mineração e florestas plantadas (METZGER, 2001; TABARELLI e GASCON, 2005; ARAÚJO, 2007). Devido à fragmentação, os remanescentes estão sujeitos a intensas modificações, principalmente através do efeito de borda (MURCIA, 1995; LAURANCE et al. 2009, BOYLE et al. 2012). Esse efeito atua de forma diferente de acordo com o tipo de vegetação onde o fragmento está localizado e pode ser mais pronunciado em áreas com cobertura vegetal mais densa e complexa (GASCON et al. 1999; LAURANCE et al. 2002) e menos perceptível em áreas de vegetação arbustiva e/ou arbórea (NUNES DA CUNHA e JUNK, 2009; LIMA-RIBEIRO, 2008; GODOI et al. 2010).

O entendimento de como a fauna e a flora são afetadas pela fragmentação de habitats são os fatores mais importantes para a manutenção da biodiversidade. Mudanças na paisagem implicam em grandes alterações sobre a fauna e flora, causando desaparecimento de espécies, alteração na composição, estrutura e dinâmica das populações, conseqüentemente alterando as interações e processos ecológicos (TERBORGH, 1986; DIDHAN, 1997b; STONE et al. 2009). No entanto, em paisagens muito antropizadas, mesmo os pequenos remanescentes somados a qualidade da matriz adjacente, pode amenizar a perda de espécies ou o declínio nas populações locais (ANDRÉN, 1997; GASCON et al. 1999; CASSANO et al. 2012).

A influência da qualidade da matriz na persistência de espécies na paisagem modificada é considerada um dos fatores mais importantes na estruturação das populações e comunidades em paisagens altamente antropizadas (MANNING et al. 2004; UMETSU et al. 2008, SANTOS-FILHO et al. 2012). A matriz pode ser importante na dinâmica do remanescente, ela atua como filtro, selecionando o movimento e deslocamento de espécies através de

paisagens (GASCON, 1999; DEBINSKI, 2006). Tais movimentos são determinados de acordo com a estrutura da matriz circundante (PERES et al. 2013; MORTELLITI et al. 2013). Acredita-se que florestas secundárias, mais altas permitam maiores deslocamentos de fauna, enquanto pastagens propiciariam menores movimentos (GASCON et al. 1999; CASSANO et al. 2012).

Para mamíferos, a matriz pode ser determinante no sucesso de populações viáveis em áreas degradadas (BOYLE e SMITH, 2010a). Essa característica de paisagem é importante quando se trata de Brasil, país que detém o maior número de espécies e ainda possui os maiores endemismos, totalizando 231 (FONSECA et al. 1996; LEWINSOHN e PRADO, 2005; PAGLIA et al. 2012). O conhecimento do padrão ecológico adotados pelas espécies em paisagens modificadas é chave para o sucesso da conservação deste grupo, pois são de grande importância ecológica na dinâmica da manutenção e restauração florestal.

Entre as soluções existentes para amenizar os problemas de perda de habitat, encontra-se como alternativa a implantação de povoamentos florestais (matriz florestal) que, por sua vez, representam fonte sustentável de produção de madeira para uso industrial e ainda garantem renda extra para pequenos e médios produtores rurais (SANGUINO, 2009). O avanço do cultivo de monoculturas de árvores, principalmente Pinus, Eucalipto e Teca, para produção comercial tem evoluído em larga escala nos últimos 20-30 anos (GRANDA, 2005; DE NADAI, 2005; MONTALBA et al. 2005; CARRERE, 2006; GRANDA, 2006; BARCELLOS et al. 2007; RAMOS et al. 2008; LANE, 2010; LANE et al. 2011).

A teca é uma espécie arbórea de grande porte, de rápido crescimento, produtora de madeira nobre, natural do Sudoeste Asiático, possui tronco retilíneo, pouco sujeita a pragas e doenças além de ser muito resistente ao fogo (MACEDO et al. 2005). É considerada madeira nobre de excelente qualidade e alta durabilidade, tendo grande procura no mercado mundial (GAZOLA et al. 2010). No Brasil, o estado do Mato Grosso detém as maiores áreas cultivadas com cerca de 32.245,21 ha (FAMATO, 2013).

Além disso, a espécie tem potencial para cultivo em toda região amazônica, podendo ser plantada em escala comercial também no estado do Acre e Rondônia (CÁCERES FLORESTAL, 1996). Entre as florestas plantadas, o povoamento de teca, se tornou uma alternativa altamente rentável nos últimos anos, principalmente no estado de Mato Grosso (TSUKAMOTO et al. 2003; FAMATO, 2013). Assim, esses plantios pode representar fonte sustentável de produção de madeira para uso industrial e garantir renda extra para pequenos e médios produtores rurais (SANGUINO, 2009).

Dessa forma, devido à grande importância que mamíferos representam para a conservação da biodiversidade, compreender os requerimentos dessas espécies de mamíferos, se torna um passo importante no âmbito da conservação e manutenção das áreas naturais. Neste contexto, nós investigamos a riqueza, abundância e composição de espécies de mamíferos, bem como o uso e forma de ocupação por mamíferos em habitats de Teca *Tectona grandis*, no Cerrado, Pantanal e Amazônia, em Mato Grosso.

Para o estudo completo, nós nos propomos a realizar dois capítulos: “Uso de Teca (*Tectona grandis*) por mamíferos em áreas fragmentadas do Mato Grosso”, o objetivo foi avaliar como a comunidade de médios e grandes mamíferos usam e são reestruturadas em fragmentos de floresta inseridas em uma paisagem com matriz arbórea (teca). O segundo capítulo proposto, avaliou a resposta da comunidade de pequenos mamíferos não voadores < 1,0 kg (Roedores e Marsupiais), ao efeito da fragmentação de áreas nativas com matriz de florestas implantadas de *Tectona grandis*, no estado de Mato Grosso.

Referências Bibliográficas

ANDRÉN, H.; DELIN, A.; SEILER, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos** 80: 193-196.

ARAÚJO, M. A. R. 2007. **Unidades de Conservação no Brasil: da República à Gestão de Classe mundial**. Belo Horizonte: SEGRAC. 272 p.

BOYLE, S. A.; ZARTMAN, C. E.; SPIRONELLO, W. R.; SMITH A. T. 2012. Implications of habitat fragmentation on the diet of bearded saki monkeys in central Amazonian forest. **Journal of Mammalogy** 93: 959–976.

BOYLE, S. A., SMITH, A. T., 2010a. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation** 143: 1134–1143.

CARRERE, R. 2006. Análisis crítico de la certificación de monocultivos de árboles en Uruguay por el FSC.

CACERES FLORESTAL S/A. 1996. **Iniciação ao florestamento da teca. Orientação técnica para a germinação das sementes, formação de mudas, plantio e condução**. Cáceres, Cáceres Florestal, 19 p.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; Pardini, R. 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 44: 818-825.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T. e PARDINI, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. *In*: RAMBALDI, D. M. e OLIVEIRA, D. A. S. (orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF. 23-40.

DEBINSKI, D. M. 2006. Forest fragmentation and matrix effects: The matrix does matter. **Journal of Biogeography** 33: 1791-1792.

DE NADAI, J. 2005. **Biologia de *Lampetis nigerrima* (Kerremans, 1897) (Coleoptera: Buprestidae) em eucalipto**. 44f. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Curso de Pós-graduação em Entomologia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.

DIDHAM, R. K. 1997b. An overview of invertebrate responses to habitat fragmentation. In: Watt, A.D.; Stork, N.E. & Hunter, M.D. (Eds.) **Forest and Insects**. Chapman and Hall, London pp 303-320.

FAMATO, 2013. **Diagnóstico de florestas plantadas do Estado de Mato Grosso**. Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Mato Grosso. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária (Imea) – Cuiabá, MT. 106 p.

FONSECA, G. A. B.; HERMANN, G.; LEITE, Y. L. R.; MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B.; PATTON, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology** 4: 1-38.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR, R.O.; MALCON, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURENCE, W.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. & BORGES, S. H. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91: 223-229.

GODOI, M. N; CUNHA, N. L. da.; CACERES, N.C. 2010. Efeito do gradiente floresta-cerrado-campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do alto do Maciço do Urucum, oeste do Brasil. **Mastozoología Neotropical** 17: 263-277.

GRANDA, P. 2005. **Sumideros de carbono en los Andes ecuatorianos. Impactos de las plantaciones forestales del proyecto holandés FACE-PROFAFOR** sobre comunidades indígenas y campesinas.

GRANDA, P. 2006. Monocultivos de árboles en Ecuador.

LAURANCE, W. F. e VASCONCELOS, H. L. 2009. Consequências Ecológicas DA Fragmentação Florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis** 13: 434-451.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.; LAURANCE, S.; SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. **Conservation Biology** 16: 605-618.

LIMA-RIBEIRO, M. de S. 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta botânica brasileira** 22: 535-545.

LANE, V. R. 2010. **Plant, Small Mammal, And Bird Community Responses To A Gradient Of Site Preparation Intensities In Pine Plantations In The Coastal Plain Of North Carolina**. A Dissertation Submitted to the Graduate Faculty of The University of Georgia in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree Doctor Of Philosophy Athens, Georgia.

LANE, V. R.; MILLER, K. V.; CASTLEBERRY, S. B.; MILLER, D. A.; WIGLEY, T. B.; MARSH, G. M.; MIHALCO, R. L. 2011. Plant community responses to a gradient of site preparation intensities in pine plantations in the Coastal Plain of North Carolina. **Forest Ecology and Management** 262: 370–378.

LEWINSOHN, T. M. e PRADO, P. I. 2005. How many species are there in Brazil? **Conservation Biology** 19: 19-624.

MANNING, A. D.; LINDENMAYER, D. B.; NIX, H. A. 2004. Continua and umwelt: Novel perspectives on viewing landscapes. **Oikos** 104: 621-628.

MACEDO, R. L. G.; GOMES, J. E.; VENTURIN, N.; SALGADO, B. G. 2005. Desenvolvimento Inicial de *Tectona grandis* L.f. (teca) em Diferentes Espaçamentos no Município de Paracatu, MG. **Cerne** 11: 61-69.

METZGER, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens. **Biota Neotropica** 1: 1-9.

MONTALBA, R. N.; CARRASCO, N. H.; ARAYA, J. C. 2005. Contexto económico y social de las plantaciones forestales en Chile. El caso de la Comuna de Lumaco, región de la Araucanía.

MORTELLITI, A.; SANTARELLI, L.; SOZIO, G.; FAGIANI, S.; BOITANIA, L. 2013. Long distance field crossings by hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. **Mammalian Biology** 78: 309-312.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10: 58-62.

NUNES DA CUNHA, C. e JUNK, W.J. 2009. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. *In: The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland* (W.J. Junk, C.J. Da Silva, C. Nunes da Cunha e K.M. Wantzen, eds). p. 127-141.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G. A. B. DA, RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. DA C.; MITTERMEIER, R. A. e PATTON J. L. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. 2. ed. **Occasional Papers in Conservation Biology** 6: 1-76.

PERES, C.; BARLOW, J.; GARDNER, T.; VIEIRA, I, C, G. 2013 . **Conservação da biodiversidade em paisagens florestais antropizadas do Brasil**. 1. ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. v. 1. 565 p.

SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. DA. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity and Conservation** 21:1127-1147.

SANGUINO, A. C. 2009. Custos de implantação e rentabilidade econômica de povoamentos florestais com teca no Estado do Pará. **Ciências Agrárias** 52: 61-78.

STONE, A. I.; LIMA, E.M.; AGUIAR, A. G. F. S.; CAMARGO, C. C.; FLORES, A. T.; KELT, D. A.; MARQUES-AGUIAR, S. A.; QUEIROZ, J. A. L.; RAMOS, R. M.; SILVA-JUNIOR, J. 2009. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity and Conservation** 18: 1685–1694.

TABARELLI, M. and GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology** 19: 734-739.

TERBORGH, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. *In*: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer p. 330-344.

TSUKAMOTO-FILHO, A. A.; SILVA, M. L.; COUTO, L.; MULLER, M. D. 2003. Análise econômica de um plantio de teca submetido a Desbastes. **Revista Árvore** 27: 487-494.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography** 31: 359-370.

Capítulo I

Uso de Teca (*Tectona grandis*) por médios e grandes mamíferos em áreas fragmentadas em três biomas do Mato Grosso

Resumo

Casagrande, Alexandre. **Uso de Teca (*Tectona grandis*) por médios e grandes mamíferos em áreas fragmentadas em três biomas no sudoeste de Mato Grosso**. Cáceres: UNEMAT, 2014. 91 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais)¹.

O objetivo deste estudo foi avaliar o uso de habitats por mamíferos de médio e grande porte, em remanescentes de áreas nativas de Cerrado, Amazônia e Pantanal, conectadas a matriz arbórea de teca (*Tectona grandis*), no sudoeste do estado de Mato Grosso, Brasil. Foram amostradas 17 áreas, seis no Cerrado, sete no Pantanal e quatro em floresta estacional sub-montana. Para amostragem do grupo focal foram realizados censos diurnos e utilização de armadilhas fotográficas do tipo *Bushnell Trophy Cam*. Nós registramos 30 espécies de mamíferos de médio e grande porte, pertencentes a oito ordens e 18 famílias. Neste estudo, a qualidade da matriz influenciou na riqueza e composição de espécies, permitindo um maior fluxo e deslocamento de espécies como *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Tayassu pecari* e *Leopardus pardalis*, as quais frequentemente foram registradas tanto nos remanescentes de área nativa como na matriz. Nas áreas estudadas observou-se também a formação de três grupos de espécies em função do uso e ocupação das áreas. 1) as que usam preferencialmente a matriz; 2) as que usam preferencialmente os remanescentes e 3) as generalistas, que usam tanto os fragmentos quanto a matriz de teca. Sendo assim, destaca-se que as espécies responderam de diferentes formas ao efeito da fragmentação em áreas circundadas por matriz arbórea.

Palavras-chave: habitats, uso, deslocamento, ocupação, mamíferos.

Abstract

Casagrande, Alexandre. **Use of teak (*Tectona grandis*) for medium and large mammals in fragmented areas in three biomes in southwest Mato Grosso.** Cáceres: UNEMAT, 2014. XX p. (Dissertation – Master in Environment Science)².

The objective of this study was to evaluate the use of habitats by medium and large mammals, remnants of native Cerrado areas, Amazon and Pantanal, connected the tree array of teak (*Tectona grandis*), in the southwestern state of Mato Grosso, Brazil. 17 were sampled areas, six in the Cerrado, the Pantanal seven and four seasonal forest sub-montana. For sampling the focus group was conducted daytime censuses and use of camera traps the Bushnell Trophy Cam type. We recorded 30 species of medium and large mammals, belonging to eight orders and 18 families. In this study, the matrix quality influenced the richness and species composition, allowing a greater flow and displacement of species such as *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Tayassu peccary* and *Leopardus pardalis*, which were often recorded in both the remaining native area as the matrix. In the areas studied also noted it is the formation of three groups of species due to the use and occupation of areas. 1) those using preferably the matrix; 2) using the remaining and preferably 3) general, using both fragments as teak matrix. Therefore, it is emphasized that the species responded differently to the effect of fragmentation in areas surrounded by tree matrix.

Keywords: habitat, use, movement, occupation, mammals.

1. Introdução

Ao se fragmentar uma paisagem em diversas manchas florestais desconexas, as espécies animais residentes frequentemente necessitam alterar o seu comportamento de acordo com nova situação ambiental encontrada (STOUFFER et al. 2008; STOUFFER et al. 2011; PARDINI et al. 2009; BOYLE e SMITH, 2010b). Para mamíferos de médio e grande porte, o deslocamento entre as manchas de vegetação é determinante para o sucesso e ocupação destes em paisagens antropizadas (BOYLE et al. 2012; COELHO et al. 2014)

A flexibilidade comportamental das espécies, bem como a habilidade desses animais em utilizar o habitat pode determinar a conservação desses indivíduos em paisagens modificadas (LAURANCE e BIERREGAARD, 1997; VAN HOUTAN et al. 2006; BOYLE e SMITH, 2010b; MORTELLITI et al. 2013). Essa capacidade em se deslocar entre ambientes diferentes se torna fator importante para que possa permanecer na paisagem fragmentada (GASCON et al. 1999; ANTONGIOVANNI e METZGER 2005; HAPER et al. 2008). Desta forma, dependendo da permeabilidade da matriz e da plasticidade das espécies, algumas delas podem se deslocar e/ou usar a matriz para refúgio e busca de alimento (GASCON et al. 1999; MICHALSKI e PERES 2007; LYRA-JORGE et al. 2009).

A pastagem é considerada uma das matrizes menos permeáveis e as áreas de vegetação secundárias, as mais propícias ao uso e ocupação de vertebrados, devido suas características mais complexas como a cobertura florestal densa e presença de árvores (MICHALSKI e PERES 2007; CASSANO et al. 2012; PERES et al. 2013). Outros tipos de matriz, como florestas plantadas (*Theobroma cacao* e *Araucaria angustifolia*), são favoráveis ao deslocamento de mamíferos em paisagens altamente modificadas (CASSANO et al. 2012; FONSECA et al. 2013).

No Mato Grosso a partir da década de 60 povoamentos de árvores, compostos principalmente por teca (*Tectona grandis*), passaram a ocupar o estado em larga escala, sobretudo na região de Cáceres (TSUKAMOTO et al.

2003). Fator impulsionado pela demanda mundial por madeira, principalmente para produção comercial tendo evoluído consideravelmente nos últimos 20-30 anos (BARCELLOS et al. 2007; LANE et al. 2011). Atualmente no Mato Grosso o plantio de teca chega a 32.245,21 ha (FAMATO, 2013).

Dessa forma, compreender a forma do uso de habitats por mamíferos de médio e grande porte é de grande importância, tendo em vista que as alterações em populações e comunidades, nos diferentes ambientes e suas dinâmicas em mosaicos de paisagens é prioridade-chave de pesquisa para a conservação na região dos trópicos (GARDNER et al. 2009; LAURANCE et al. 2010). Diante do exposto o presente estudo teve como objetivo avaliar a riqueza e composição de espécies de mamíferos de médio e grande porte, bem como o uso e ocupação de habitats (plantio de teca e fragmentos) por mamíferos em remanescentes vegetacionais no Cerrado, Pantanal e Amazônia.

2. Metodologia

2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em 17 sítios amostrais (seis no Cerrado; sete no Pantanal e quatro na Amazônia), os mesmos foram selecionados com o auxílio de imagens de satélite Landsat TM, 5 ano-base 2013. O tamanho dos remanescentes variou entre um e 2.433 ha. As áreas estão localizadas no município de Rosário Oeste, Cáceres e Porto Esperidião (Figura 1).

Todos os sítios escolhidos tiveram como matriz plantio de *Tectona grandis*, estas áreas possuíam também características similares em função do tempo de plantio e manejo do cultivo de teca (Figura 1). Segundo Fietz et al. (2008), esta região possui clima tropical úmido megatérmico (AW) com temperatura média anual de 24,4°C. A precipitação mínima anual é de 1.280mm e a máxima 1.700mm, com uma estação chuvosa bem definida de outubro a abril e estação seca de maio a setembro (PIZZATO et al. 2012).

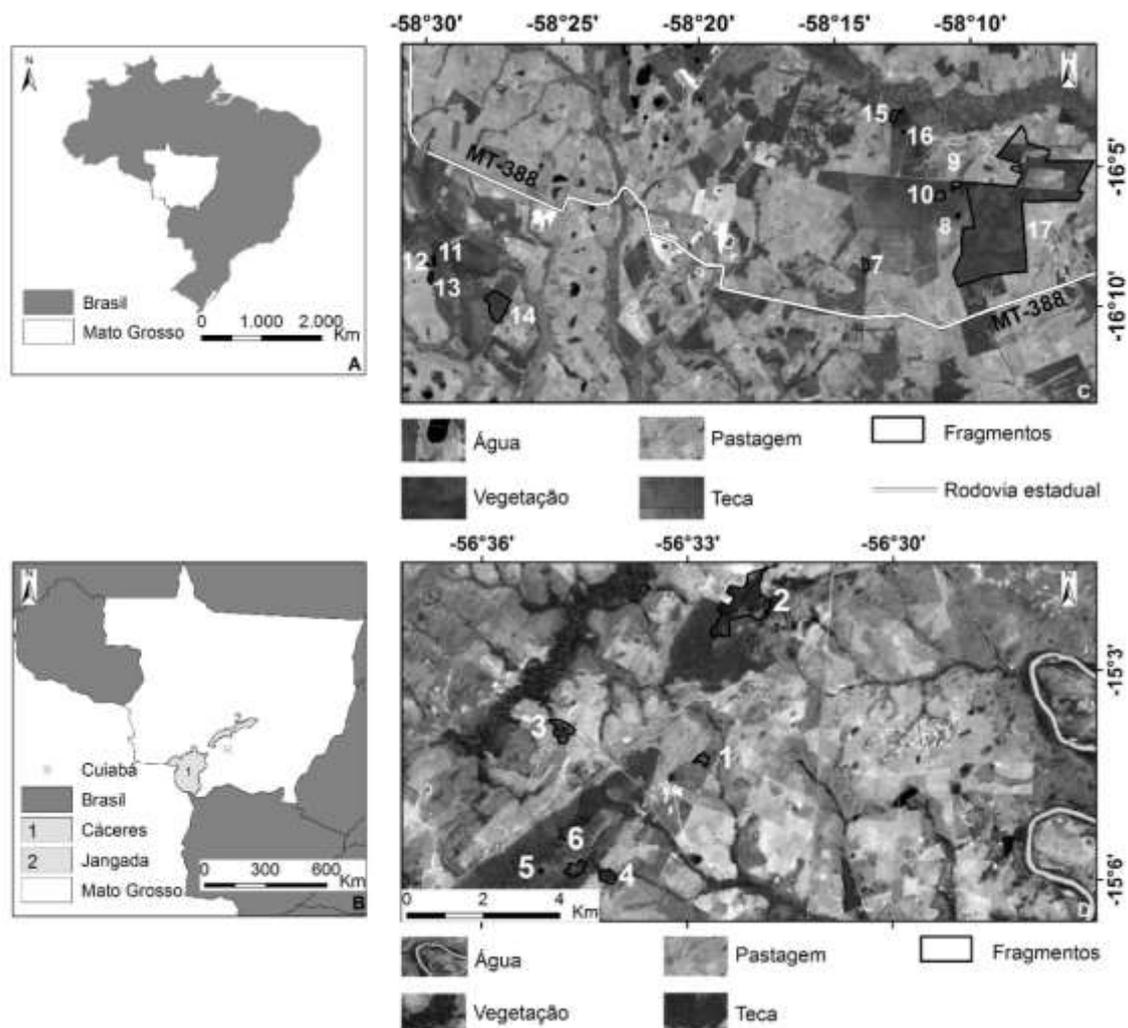


Figura 1. Localização das áreas de estudo no Cerrado, Pantanal e Amazônia. Imagens do satélite Landsat-8, sensor Operational Land Imager (OLI), com resolução espacial de 30 metros. Destaque para o Brasil (letra A), estado de Mato Grosso (B), sítios amostrais 7 a 17 (letra C) e sítios de 1 a 6 (letra D). Esse mapa temos que rever a qualidade

2.2 Delineamento Amostral

Para a realização das amostragens, foram abertas trilhas retilíneas com auxílio de bússola e GPS, cortando o fragmento em sua maior extensão e adentrando a matriz entre 1 e 5 km. Nestas trilhas principais foram instaladas parcelas (linhas de amostragem). Nos remanescentes florestais foram instaladas quatro parcelas. A primeira na borda e outras três a 50m, 150m e 400m, a partir da borda em direção ao centro do fragmento. No plantio foram

alocadas três parcelas 50m, 150m, e 400m a partir da borda (Figura 2). Essas parcelas foram utilizadas para padronização das distâncias na instalação das armadilhas fotográficas.

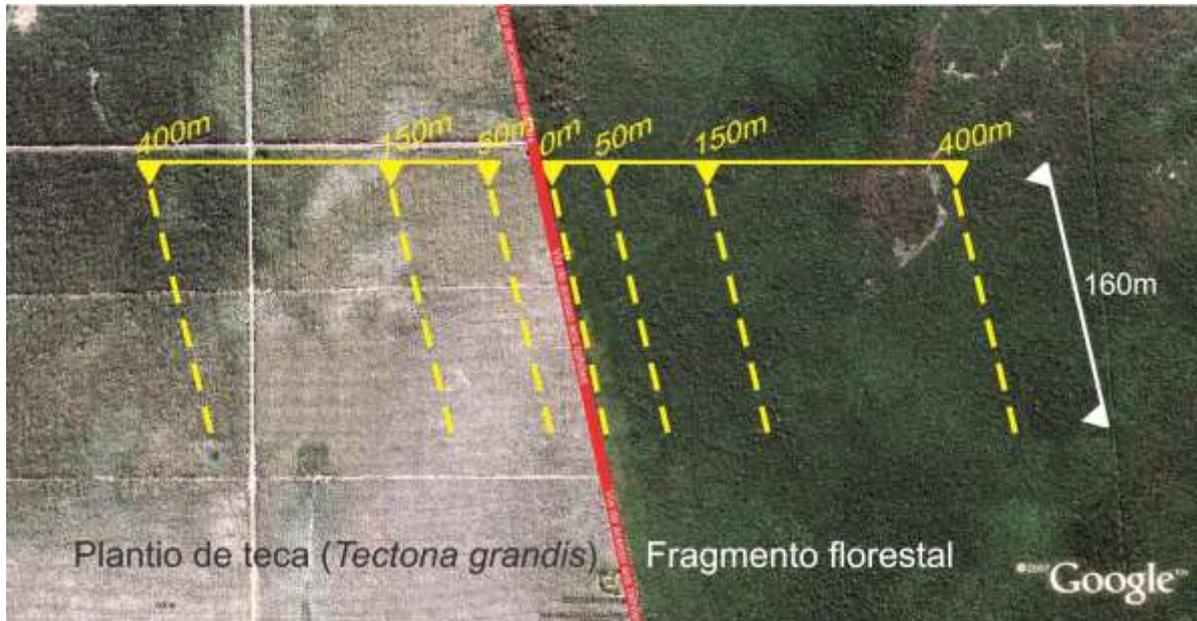


Figura 2. Esquema para amostragem de médios e grandes mamíferos nos sítios amostrais localizados no Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

2.3 Transecção Linear

A metodologia de transecção linear - "*linear transect*" – foi proposta por BURNHAM et al. (1980), seguindo procedimento padrão estabelecido para estudos de populações de mamíferos diurnos de florestas tropicais (p.ex. EMMONS, 1984; CULLEN Jr., e RUDRAN, 2003; PERES e CUNHA, 2011). Este é o método mais utilizado para censo de mamíferos neotropicais e foi empregado em vários estudos realizados na Amazônia Legal (FERRARI et al. 1995).

Durante o estudo foram realizadas caminhadas lentas e silenciosas (média de 1,25km percorridos/hora), ao longo da trilha principal em todos os sítios estudados. Quando uma espécie foi detectada (tanto visual como auditivamente), foram anotadas em uma ficha de campo informações tais como: espécie, localização (distância da borda) na trilha e ambiente. Estas caminhadas foram feitas nas primeiras horas do dia (das 5:00 h às 10:00 h),

durante cinco dias em cada sítio amostral. Durante o censo diurno, também realizamos procura ativa por vestígios de mamíferos. Os vestígios consistiram de pegadas, fezes, marcas em árvores, pelos e tocas.

2.4 Armadilhas Fotográficas

Para o registro de espécies noturnas e/ou crípticas foram utilizadas armadilhas fotográficas. Essas têm se mostrado uma ferramenta importante na obtenção de informações de tais espécies (Silveira et al. 2003; Srbek-Araújo e Chiarello 2007). As câmeras utilizadas para este estudo foram do tipo *Bushnell Trophy Cam*.

O número de armadilhas instaladas em cada sítio amostral variou em função do tamanho de cada remanescente amostrado. A quantidade mínima instalada em cada sítio foi de seis armadilhas (três instaladas no remanescente e três na matriz). Cada armadilha foi instalada em árvores a uma altura média de 50cm do solo nas mesmas distâncias onde foram feitas as parcelas (Figura 2), essas foram dispostas preferencialmente onde existiam carreadores de mamíferos. As armadilhas permaneceram ativas por 24 horas por dia, durante vinte dias em cada sítio amostral. Todas as armadilhas foram iscadas com ração para gato, sardinha e frutas conforme sugerido por Santos-Filho e Silva (2002). O esforço obtido nos 17 sítios amostrais foi de 4.124 câmeras x dia ou 98.976 horas e 85 dias de censo totalizando 133 km percorridos, em todas as trilhas.

2.6 Análise dos Dados

Para avaliar a independência espacial dos dados utilizou-se o Teste de Mantel correlacionando duas matrizes de dissimilaridade, neste caso uma matriz de distância espacial (Euclidiana) e outra de dissimilaridade em espécies (Bray-Curtis) (MANTEL, 1967). O teste de Mantel é comumente usado para

correlacionar a variável distância com qualquer outra variável (LEGENDRE e ANDERSON, 1999; FERREIRA e SALOMÃO, 2011).

Com a finalidade de detectar a possível formação de grupos de acordo com a composição de espécies entre o remanescente florestal e a matriz, aplicou-se o método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). O NMDS é uma técnica que visa minimizar o *STRESS* (*Standard Residuals Sum of Squares*), uma medida do quanto às posições de objetos em uma configuração tridimensional desviam-se das distâncias originais ou similaridades após o escalonamento (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998; MCCUNE e GRACE, 2002).

Análise de variância ANOVA foi realizada para testar se há diferenças na riqueza (variável dependente) entre os ambientes (Cerrado, Pantanal e Amazônia - variável independente categórica). Testou-se a diferença entre as médias por meio do método de contraste como sugerido por Pereira (2001). Como teste *posteriori* utilizou-se *Tukey* e foram considerados significativos valores menores ou iguais a 0,05 (JOLLIFFE, 1986; PEREIRA 2001).

Para verificar o uso dos remanescentes e da matriz foi utilizado o teste de Wilcoxon (*Wilcoxon Matched-Pairs; Wilcoxon signed-ranks test*), esse teste é utilizado para comparar medidas de posição de duas amostras, no caso em que as amostras são dependentes (WILCOXON, 1945). Dessa forma, foi testado se a riqueza de espécies é alterada de acordo com as distâncias entre as parcelas de amostragem, ou seja, se há efeito de barreira para deslocamento das espécies de médios e grandes mamíferos através da matriz.

Foram realizadas ordenações entre a abundância das espécies em função das distâncias entre as parcelas para verificar a escala de uso das espécies nos diferentes tipos de ambientes avaliados. Todas as premissas para as análises foram realizadas. Todas as análises foram realizadas usando o programa R *version* 3.1.2.2014 (R *Development Core Team* 2014).

3. Resultados

3.1 Riqueza e Composição de Espécies

Foram registradas 30 espécies de mamíferos de médio e grande porte distribuídas em oito ordens e 18 famílias. Destas, 28 foram registradas através das armadilhas fotográficas e duas espécies exclusivamente durante as atividades de censo (*Mico melanurus* e *Ateles chameck*), (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies registradas nos sítios amostrados, por bioma. (C= Cerrado, A= Amazônia e P = Pantanal).

Ordem/Família	Espécie	Nome Comum	Bioma de Registro
Artiodactyla			
Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	Veado-fuboca	C. A. P
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Cateto	C. A. P
	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	Queixada	P
Suidae	<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Porco-monteiro	P
Carnivora			
Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i> (Gray, 1788)	Lontra	C
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	C. A. P
Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Lobete	C. A. P
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	lobo-guará	C
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Quati	C. A. P
	<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	Guaxinim	C. A. P
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguatirica	C. A. P
	<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	Gato-mourisco	C. A. P
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Onça-parda	C. A. P
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Onça-pintada	C
Lagomorpha			
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti	C. A. P
Perissodactyla			
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Anta	C. A. P
Primates			

Atelidae		Macaco-aranha	P
	<i>Ateles chamek</i> (Humboldt, 1812)		
Cebidae		Macaco-prego	C. A. P
	<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)		
Callitrichidae		Sagui-do-cerrado	C. A. P
	<i>Mico melanurus</i> (É. Geoffroy, 1812)		
Rodentia			
Caviidae		Capivara	C. A. P
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Brisson, 1762)		
Dasyproctidae		Cutia-marron	C. A. P
	<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)		
Sciuridae		Esquilo	C
	<i>Guerlinguetus cf. poiae</i> (Linnaeus, 1766)		
Cuniculidae		Paca	C
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)		
Pilosa			
Myrmecophagidae		Tamanduá-bandeira	C. A. P
	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)		
	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Tamanduá-mirim	
Cingulata			
Dasypodidae		Tatu-bola	C. A. P
	<i>Tolypeutes matacus</i> (Desmarest, 1804)		
	<i>Dasypus kappleri</i> (Krauss, 1862)	Tatu-quinze-quilos	C
	<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	Tatu-canastra	P
	<i>Dasypus novemcintus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-galinha	C. A. P
	<i>Euphractus sexcintus</i> (Linnaeus, 1758)	Tatu-peba	C. A. P

Houve dissimilaridade de espécies entre as distâncias analisada (Mantel $r = 0,1541$; $p = 0,011$), ou seja, a diferença na composição de espécies aumenta com a distância espacial entre os sítios amostrados. Foi possível identificar dois agrupamentos distintos nas amostras de floresta nativa e plantio de teca através da análise de NMDS (Figura 3). Mesmo com a sobreposição de alguns sítios, nota-se que a composição das espécies registradas difere entre os remanescentes florestais e as áreas de plantio de teca (nível de *stress* = 0,236). Houve diferença significativa na composição de espécies de mamíferos

entre os fragmentos e plantios de teca estudados (ANOSIM, $R= 0,215$; $p= 0,0001$).

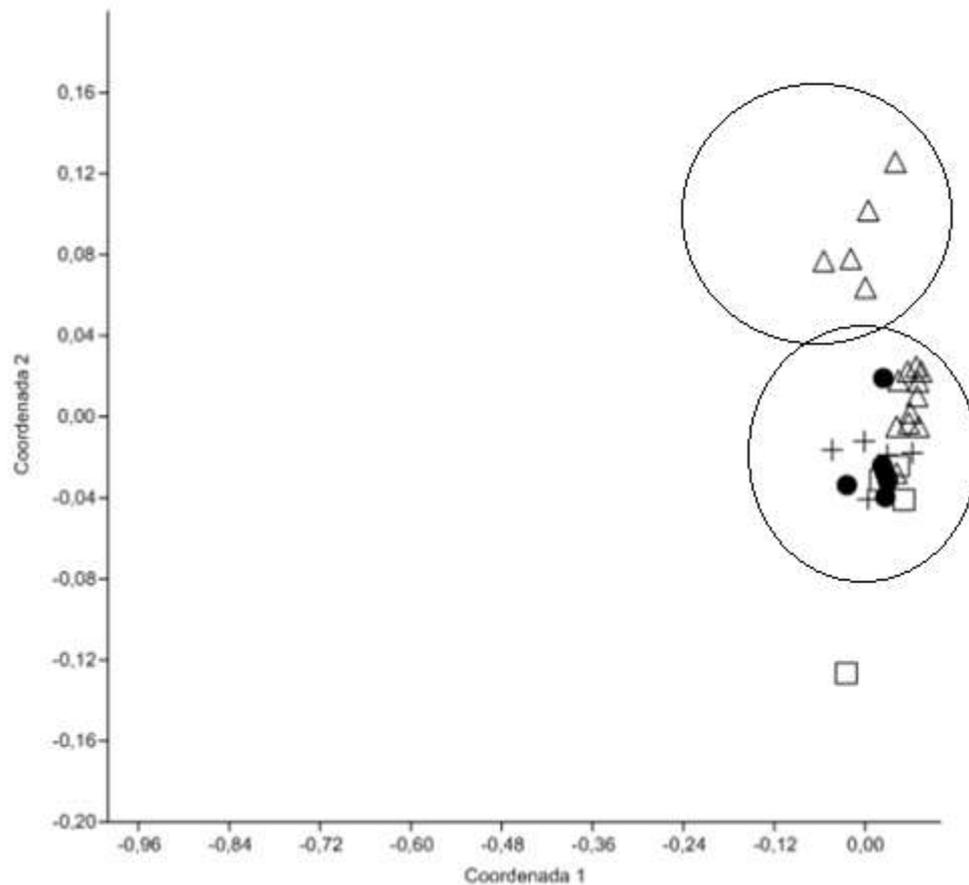


Figura 3. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para as 17 localidades nos três biomas amostrados no estado de Mato Grosso. Triângulos = teca; círculos preenchidos = Cerrado; sinal de mais = Pantanal e; quadrado = Amazônia.

3.2 Uso dos Habitats Estudados

Através deste estudo, não foi possível observar o uso da matriz de teca pelas espécies *Ateles chameck*, *Sapajus apella*, *Mico melanurus*, *Cuniculus paca*, *Guerlinguetos cf. poiae*, *Lontra longicaudis*, *Puma yagouarondi*, *Puma concolor*, *Dasyus kappleri*, *Procyon cancrivorus* e *Sus scrofa* (porco monteiro). Destas, *L. longicaudis*, *A. chameck*, *P. yagouarondi* e *C. paca*, só foram registradas a partir dos 50 metros da borda (Figura 4). *Priodontes maximus* e

Hidrochoreris hidrochaeris utilizaram apenas as estradas entre o remanescente e a matriz (borda) (Figura 4). Os resultados demonstram ainda que para este estudo, a matriz de teca não foi barreira para espécies como *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Tayassu pecari* e *Leopardus pardalis*, pois frequentemente foram registrados tanto nos remanescentes de área nativa como na matriz. Já *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Eira barbara* e *Leopardus pardalis*, foram as espécies que usaram com maior frequência a matriz florestada. Todavia *Tapirus terrestris*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*, *Mazama gouazoubira*, *Pecari tajacu*, *Euphractus sexcinctus*, *Nasua nasua* e *Tolypeutes matacus*, foram mais tolerantes ao uso da matriz, estas foram registradas principalmente nas bordas dos remanescentes e até os 150 metros da matriz arbórea (Figura 4).

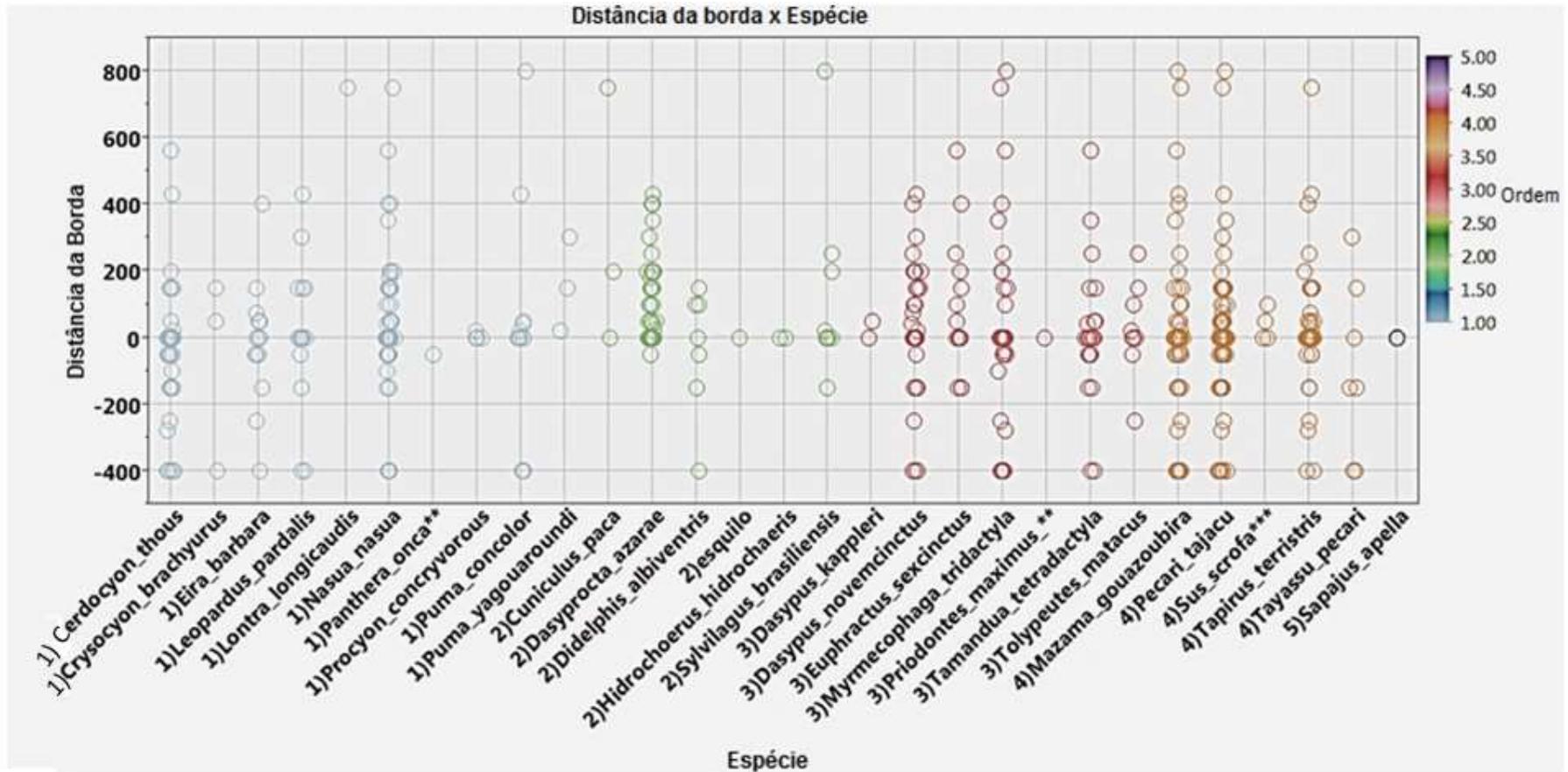


Figura 4. Uso do remanescente e matriz por mamíferos de médio e grande porte nos sítios. 1) as espécies que preferencialmente utilizaram a matriz de teca; 2) as espécies que preferencialmente usaram os fragmentos; e 3) espécies generalistas, ou seja utilizaram os dois tipos de habitat.

A riqueza de mamíferos de médio e grande porte variou significativamente entre os biomas analisados (ANOVA, $F= 5,5324$ $p=0,006$). No entanto, no teste *a posteriori* pode-se observar que as diferenças significativas na riqueza de espécies, ocorreram apenas entre os sítios do Pantanal e Amazônia (Tukey HSD $p= 0,004$) (Figura 5).

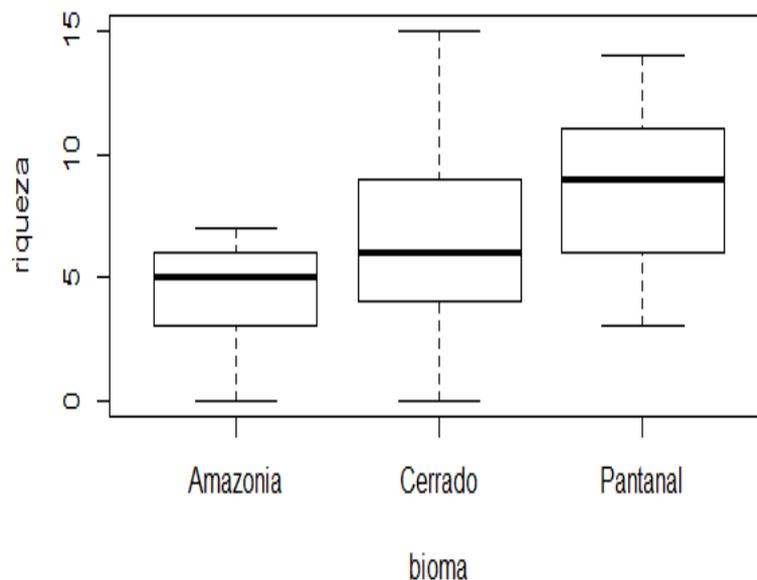


Figura 5. Análise de Variância (Anova *one-way*), com variação mínima e máxima de diferenças na riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte em função dos biomas amostrados (Amazônia, Cerrado e Pantanal), no estado de Mato Grosso, Brasil.

A forma de uso do habitat, pelos mamíferos de médio e grande porte variou em função dos ambientes analisados. *Dasybus novemcinctus*, por exemplo, não usou áreas de plantio de teca no Cerrado e *T. terrestris* não usou as áreas de plantio na Amazônia. Já as espécies *C. thous*, *M. gouazoubira* e *P. tajacu*, usaram preferencialmente a matriz no Pantanal em relação ao Cerrado e Amazônia. Para os primatas neste estudo, o padrão de distribuição das espécies em todos os remanescentes amostrados foi o mesmo, as espécies não se dispersaram através da matriz, mesmo esta sendo florestada.

Houve variações significativas na riqueza de espécies em função das distâncias das parcelas entre os fragmentos e matriz. A riqueza de espécies na borda variou significativamente em relação às distâncias da matriz de teca (Tabela 2). Diferenças na riqueza de espécies também foram observadas quando comparamos distâncias das trilhas, apenas dentro do remanescente. Houve diferença significativa na riqueza de espécies entre a borda e as parcelas instaladas na matriz de teca (Tabela 2).

Tabela 2. Teste de Wilcoxon pareado entre a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte e as distâncias da borda do remanescente (400, 150 e 50m), borda (0m) e matriz (-50, -150 e -400m) nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal, Mato Grosso, Brasil.

	400	150	50	0	-50	-150	-400
400	z=0,000 p=1,000						
150	z=1,784 z=0,000 p=0,074 p=1,000						
50	z=0,976 z=-1,170 p=0,220 p=0,347 p=1,000						
0	z=2,589 z=1,485 z=2,363 z=0,000 p= 0,012 p=0,155 p=0,032 p=1,000						
-50	z=0,157 z=-2,779 z=-2,039 z=-2,826 z=0,000 p=0,806 p= 0,008 p= 0,030 p= 0,006 p=1,000						
-150	z=0,063 z=-2,861 z=-1,663 z=-3,242 z=0,168 z=0,000 p=0,753 p= 0,007 p=0,082 p= 0,002 p=0,918 p=1,000						
-400	z=0,141 z=-2,344 z=-1,157 z=-3,038 z=0,234 z=0,143 z=0,000 p=0,611 p= 0,032 p=0,247 p= 0,003 p=0,711 p=0,801 p=1,000						

4. Discussão

Possivelmente a qualidade da matriz, neste estudo, possibilitou o deslocamento e uso desta por algumas espécies de médios e grandes mamíferos, como observado em outros estudos com matriz arbórea (COELHO et al. 2014; CASSANO et al. 2012), pois as espécies puderam expandir significativamente a sua área de vida em habitats fortemente antropizados (TABARELLI e GASCON, 2005; Lyra-Jorge et al. 2009). Para mamíferos, a qualidade da matriz circundante é fator decisivo para deslocamento, ocupação e permanência destas espécies, principalmente em paisagens alteradas (LAURANCE, 1994; GASCON et al. 2004; CASSANO et al. 2012; FONSECA et al. 2013; MORTELLITI et al. 2013; ESTAVILLO et al. 2013). Haja vista, que, a matriz pode atuar como filtro, selecionando as espécies que conseguem se deslocar entre os fragmentos utilizando a matriz como “corredor”, seja para descanso ou busca de alimentos (ZOLLNER, 2000;

TABARELLI e GASCON, 2005; UMETSU e PARDINI, 2007; LYRA-JORGE et al. 2009).

Quanto à variação na riqueza de espécies entre os sítios amostrais nos diferentes biomas analisados, apenas Amazônia apresentou riqueza significativamente inferior ao cerrado e pantanal, no entanto o viés do método ou período de amostragem pode ter influenciado nessa menor riqueza. Todavia, essa variação na riqueza e composição de espécies ao longo dos ambientes sugere que para os remanescentes nativos com formação de floresta, verticalmente mais complexos, o efeito de borda pode ser mais acentuado, como apontado por Laurance et al. (2002, 2010). Dessa forma, quando fragmentos de Amazônia são comparados a remanescentes com vegetação do Cerrado e Pantanal, estruturalmente menos densos e complexos (OLIVEIRA et al. 2009; COSTA et al. 2010), o efeito de borda pode ser menos pronunciado para os dois últimos biomas, tendo em vista que naturalmente esses ambientes são mais abertos, com uma densidade menor de vegetação e menos sombreados (OLIVEIRA e MARQUIS, 2002; NUNES DA CUNHA e JUNK, 2009).

Dessa forma, acreditamos que povoamentos de teca, permitam maiores movimentos de médios e grandes mamíferos ao contrário da pastagem, monocultura de *commodities* ou urbanização (BRADY et al. 2009; SAMPAIO et al. 2010; PREVEDELLO et al. 2010; PERES et al. 2013), para áreas de Cerrado e Pantanal, principalmente. A matriz de teca pode atuar como “zona de amortecimento”, diminuindo os efeitos de borda o que permite um maior fluxo de espécies entre os remanescentes florestais. Consequentemente há redução na probabilidade de haver deriva genética ou depressão endogâmica, o que é comum ocorrer em populações pequenas e isoladas onde não há deslocamento de espécies e troca de material genético (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009; ALMEIDA et al. 2011).

Em se tratando da riqueza de espécies em função das distâncias da borda, tanto no remanescente quanto na matriz, houve diferença significativa. O teste de Wilcoxon mostra que há barreira para dispersão das espécies de mamíferos de médio e grande porte ao longo da matriz florestada e que essa barreira ocorre a partir da borda do remanescente, tendo em vista que 13 (44%) das espécies de médios e grandes mamíferos foram exclusivas aos remanescentes. Os resultados deste estudo também evidenciam que mesmo com maior permeabilidade em detrimento a outros tipos de matriz, como por exemplo, pastagem, o plantio de teca

ainda é barreira para dispersão de espécies como *A. chameck*, *S. apella*, *M. melanurus*, *C. paca*, *Guerlinguetos cf. poiae*, *L. longicaudis*, *P. yagouarondi*, *P. concolor*, *D. kappleri*, *P. cancrivorus* e *S. scrofa*. Espécies frugívoras/folívoras e arborícolas são provavelmente desfavorecidas em ocupar esse tipo de ambiente “uniforme” e com baixa complexidade estrutural (ANDERSON et al. 2006; BOYLE e SMITH, 2010b; COELHO et al. 2014).

Por exemplo, os primatas que neste estudo ocorreram exclusivamente nos remanescentes vegetacionais, nos três biomas. Primatas por natureza de sua locomoção arborícola necessitam de uma estruturação melhor no ambiente para que possa ocupa-lo, principalmente para forrageio (BOYLE et al. 2012b). No entanto a hipótese de primatas deslocarem entre os fragmentos através da matriz de teca, não está descartada, tendo em vista que apenas através de um estudo populacional a longo prazo seria possível testar essa premissa (SETZ e GASPAR, 1997; SETZ et al. 1999). A diferença existente na ocupação das pelas diferentes espécies de mamíferos, pode ser explicada devido ao hábito de algumas espécies mais especialistas e exigentes quanto ao uso da matriz em relação a espécies com maior poder de deslocamento ou mais generalistas quanto à qualidade de habitat (PREVEDELLO e VIEIRA, 2010a; DÍAZ et al. 2003; BOYLE et al. 2012; PUTTKER et al. 2013).

Nota-se que a forma do uso e ocupação da matriz e dos remanescentes é diferente para cada *taxon*, sugerindo que espécies com menor área de vida sejam mais tolerantes à matriz e ao efeito de borda (ANTONGIOVANNI e METZGER 2005; HAPER et al. 2008; FONSECA et al. 2013). A espécie introduzida *Sus scrofa*, por exemplo, foi registrada apenas em remanescentes florestais do pantanal. Essa espécie pode competir diretamente por recursos com as duas espécies de tayassuídeos nativas do Brasil (*P. tajacu* e *T. pecari*) (Mourão et al. 2002; DESBIEZ, 2007). Essa competição interespecífica pode levar as espécies nativas a ocupar outras áreas sub-ótimas, como por exemplo, a matriz arbórea para evitar a competição (PASSAMANI e RIBEIRO, 2009).

Espécies mais generalistas como *C. thous*, *N. nasua*, *M. gouazoubira*, *E. sexcinctus* e *P. tajacu* ou espécies com menor área de vida, que estejam nos fragmentos podem ser capazes de persistir em paisagens com maior grau de antropização e/ou com matriz de baixa qualidade (SAMPAIO et al. 2010). Essas espécies se beneficiam em relação a outras mais especialistas de áreas nativas

(OLIVEIRA et al. 2009; BOCCHIGLIERI et al. 2010) como, por exemplo, *C. paca*, *A. chameck* e *D. azarae*, assim que a área é isolada, mas em longo prazo as condições se tornam desfavoráveis, mesmo para as generalistas (ANDRÉN, 1997; Sampaio et al. 2010). Os resultados mostram que mesmo havendo a dispersão de espécies mais generalistas na matriz, isto é, usando esta com maior flexibilidade, povoamentos de teca ainda é barreira para a dispersão de outras mais exigentes quanto à qualidade de habitat (ANDRÉN et al. 1997; TABARELLI e GASCON, 2005; SAMPAIO et al. 2010; BARLOW et al. 2012).

5. Conclusão

A conservação e permanência de mamíferos de médio e grande porte em paisagens alteradas possui forte ligação com a habilidade de dispersão, ocupação e uso das mais diversificadas áreas por tais espécies. Vale ressaltar também, a importância da matriz para o sucesso de populações viáveis em paisagens fragmentadas. Tendo em vista que as espécies de mamíferos de médio em grande porte registradas para este estudo na matriz, além de usá-la como possível corredor para deslocamento entre outras áreas nativas, também fizeram uso desta para forrageio e descanso. Embora com espécies distintas das residentes nos remanescentes, a matriz florestada pode permitir um maior número de espécies compartilhadas, bem como ser mais permeável às espécies.

Outro fator importante que deve ser levado em consideração por políticas públicas conservacionistas, é que pequenas áreas nativas precisam ser consideradas importantes para a conservação de espécies. Tendo vista, que mesmo remanescentes de vegetação nativa de menor tamanho podem conservar um número significativo de espécies importantes para manutenção e recolonização de outras áreas, como observado neste estudo.

Por fim, existe a necessidade de estudos sobre fragmentação e paisagens compostas por florestas plantadas serem conduzidos em longo prazo, haja vista, que os padrões ecológicos e comportamentais adotados por essas espécies podem não ser perceptíveis para trabalhos em curto prazo. Dessa forma, a melhor compreensão do efeito do processo de fragmentação em áreas nativas circundadas por matriz florestada, deve ser realizada através de estudos contínuos os quais contemplem estudos populacionais e comportamentais de espécies chave à conservação da biodiversidade.

6. Referências

- ANDRÉN, H.; DELIN, A.; SEILER, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos** 80: 193-196.
- ANDERSON, B.; ROWCLIFFEA, J. M.; COWLISHAWA, G. 2007. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation** 135: 212-222.
- ANTONGIOVANNI, M., METZGER, J. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451.
- ALMEIDA F. S.; GOMES, D. S.; QUEIROS, J. M DE. 2011. Strategies for the conservation of biological diversity in fragmented forests. **Ambiência Guarapuava** 7: 367-382.
- BARCELLOS, G. H. e FERREIRA, S. B. 2007. **Impactos da monocultura de eucalipto sobre mulheres indígenas e quilombolas no espírito santo**. Impreso en I. Rosgal S.A. Dep. Legal N° 343987/07. ISBN: 978-9974-8030-3-9 p.
- BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; LUKE, P.; SILVEIRA, L. M.; LOUZADA, J.; PERES, C. 2012. Quantifying biodiversity in eucalyptus plantations and primary and secondary tropical forests: results from a multi-taxa comparison from the Brazilian Amazon. In: Simonetti, Javier A.. (Org.). **Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities**. 1 ed. Santiago: Universidad de Chile Press, v. 1, p. 44-59.
- BOCCHIGLIERI, A.; MENDONÇA, A. F.; HENRIQUES, R. P. B. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. **Biota Neotropica** 10:169-176.
- BOYLE, S.A. e SMITH, A. T. 2010a. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? **Biological Conservation** 143: 1134–1143.
- BOYLE, S. A. e SMITH, A. T. 2010b. Behavioral modifications in northern bearded saki monkeys (*Chiropotes satanas chiropotes*) in forest fragments of central Amazonia. **Primates** 51: 43–51.
- BOYLE, S. A.; ZARTMAN, C. E.; SPIRONELLO, W. R.; SMITH A. T. 2012. Implications of habitat fragmentation on the diet of bearded saki monkeys in central Amazonian forest. **Journal of Mammalogy** 93: 959–976.
- BRADY, M. J.; MCALPINE, C. A.; MILLE, C. J.; POSSINGHAM, H. P; BAXTER, G. S. 2009. Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix

development intensity: matrix management matters. **Landscape Ecology** 24: 879–891.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R e LAAKE, J. L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. **Wildlife Monographs** 72: 3-202.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 44: 818–825.

COSTA, C. P., CUNHA, C. N. e COSTA, S. C. 2010. Characterization of the flora and structure of the shrub-tree layer in a cerrado area in Pantanal do Poconé, MT. **Biota Neotropica** 10: 61-73.

COELHO, M., JUEN, L., MENDES-OLIVEIRA, A. C. 2014. The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. **Biodiversity Conservation** DOI 10.1007/s10531-014-0772-9.

CULLEN-JR., L. e RUDRAN, R. 2003. Transectos Lineares na Estimativa de Densidade de Mamíferos e Aves de Médio e Grande Porte. *In*: Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Pádua, C. V. (orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, p. 169-179.

DÍAZ, J. A.; CARBONELL, R.; VIRGÓS, E.; SANTOS, T.; TELLERÍA, J. L. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammotromus algirus*. **Animal Conservation** 3: 235–240.

DESBIEZ, A. L. J. 2007. **Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting**. 302 p. Tese (Doctor of Philosophy in Biodiversity Management) - Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE), University of Kent, Canterbury, UK.

EMMONS, L. H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. **Biotropica** 16: 210-222.

ESTAVILLO, C.; PARDINI, R.; ROCHA, P.L.B. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. **Plos one** 8; 1-10. doi:10.1371/journal.pone.0082369.

FAMATO, 2013. **Diagnóstico de florestas plantadas do estado de Mato Grosso**. Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Mato Grosso. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária (Imea) – Cuiabá, MT 106 p.

FERREIRA, L. V. E SALOMÃO, R. P. 2011. Similarity of tree species in relation to distance in a rain forest in the National Forest Saracá-Taquera, Pará. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais** 6: 295-306.

FERRARI, S.F., LOPES, M.A.; CRUZ NETO, E.H.; SILVEIRA, M.A.E.S.; RAMOS, E.M.; RAMOS, P.C.M.; TOURINHO, D.M. E MAGALHAES, N.F.A. 1995. Primates and conservation in the Guajará-Mirim State Park, Rondônia, Brazil. **Neotropical Primates** 3: 81-82.

FIETZ, C. R.; COMUNELLO, E.; CREMON, C.; DALLACORT, R. 2008. **Estimativa da precipitao provável para o Estado de Mato Grosso**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 239 p.

FONSECA, C. R.; CANEDE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S.; HARTZ, S. M.; JONER, F.; KFFER, M. I.; LEAL-ZANCHET, A. M.; MARCELLI, M. P.; MESQUITA, A. S.; MONDIN, C. A.; PAZ, C. P.; PETRY, M. V.; PIOVENSAN, F. N.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E. M. 2013. A caminho de uma silvicultura ecologicamente sustentável na Mata Atlântica. *In*: Peres et al. (Org.) **Conservao da biodiversidade em paisagens florestais antropizadas do Brasil**. 1. ed. Curitiba: UFPR, v. 1. 565 p.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR, R.O.; MALCON, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURENCE, W.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. e BORGES, S. H. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91: 223-229.

GASCON, C., G.A.B. FONSECA, W. SECHREST, K.A. BILLMARK e J.SANDERSON. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. *In*: G. Schroth, G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos & A.M.N. Isac (eds.). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. pp. 15-32. Island Press, Washington, D.C.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C.A.; SODHI, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters** 12: 561–582.

HARPER, M. J., MCCARTHY, M. A., VAN DER REE, R. 2008. Resources at the landscape scale influence possum abundance. *Austral Ecology* 33: 243-242.

JOLLIFFE, I. T. 1986. **Principal component analysis**. New York: Springer-Verlag, 271p.

LANE, V. R.; MILLER, K. V.; CASTLEBERRY, S. B.; MILLER, D. A.; WIGLEY, T. B.; MARSH, G. M.; MIHALCO, R. L. 2011. Plant community responses to a gradient of site preparation intensities in pine plantations in the Coastal Plain of North Carolina. **Forest Ecology and Management** 262: 370–378.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURENCE, S. G. AND SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology** 16: 605–618.

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

LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A.; FEARNSIDE, P. M., HARMS, K.; LUIZÃO, R.; 2010. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: a landscape-scale study. **Journal of Vegetation Science** 21: 96-106.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Eds.), 1997. **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicago, Ill. USA, 632 p.

LAURANCE, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation** 69: 23-32.

LEGENDRE, P. e ANDERSON, M. J. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecology Monographs** 69: 1–24.

LEGENDRE, P. e LEGENDRE, L. 1998. **Numerical ecology**, 2nd English ed. Elsevier, Amsterdam. 852 p.

LYRA-JORGE, M. C., RIBEIRO, M. C., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L. R., PIVELLO, V. R., 2009. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savana, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 53: 359-368.

MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research** 27: 209-220.

MCCUNE, B. e GRACE, J. B. 2002. Nonmetric Multidimensional Scaling. *In: Analysis of Ecological Communities*. MJM, Software, Oregon, 125 p.

MICHALSKI, F., PERES, C. A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. **Conservation Biology** 21: 1626-1640.

MORTELLITI, A.; SANTARELLI, L.; SOZIO, G.; FAGIANI, S.; BOITANIA, L. 2013. Long distance field crossings by hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. **Mammalian Biology** 78: 309-312.

MOURÃO, G. M.; COUTINHO, M. E.; MAURO, R. A.; TOMÁS, W. M.; MAGNUSSON, W. **Levantamento aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porco ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 22 p.

NUNES DA CUNHA, C. e JUNK, W. J. 2009. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. *In: The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal*

wetland (W.J. Junk, C.J. Da Silva, C. Nunes da Cunha & K.M. Wantzen, eds). p. 127-141.

OLIVEIRA, L. P.; AGUIAR, D.; MARGATIDO, T. C. C.; PACHALY, J. R. Caracterização faunística de mamíferos de médio e grande porte de um fragmento florestal do noroeste do estado do Paraná, Brasil. 2012. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia** 15: 109-114.

OLIVEIRA, V. B., CÂMARA, E. M. V. C. e OLIVEIRA, L. C. 2009. Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. **Mastozoologia Neotropical** 16: 355-364.

OLIVEIRA, P. S. e MARQUIS, R. J. 2002. **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, 398 p.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragmente and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 69: 305-309.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M. e BAUMGARTEN, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agroforestry mosaic in Southern Bahia. **Biological Conservation** 142: 1178-1190.

PERES, C.; BARLOW, J.; GARDNER, T.; VIEIRA, I, C, G. 2013 . **Conservação da biodiversidade em paisagens florestais antropizadas do Brasil**. 1. ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. v. 1, 565 p.

PERES e CUNHA. 2011. Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. **Wildlife Technical Series**, Wildlife Conservation Society, Brasil. 44 p.

PEREIRA, J. C. 2001. **R. Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais**. 3a.. ed. São Paulo: EDUSP/ FAPESP v. 5000. 160 p.

PIZZATO, J. A.; DALLACORT, R.; TIEPPO, R. S.; MODOLO, A. J.; CREMON, C.; MOREIRA, P. S. P. 2012. Distribuição e probabilidade de ocorrência de precipitação em Cáceres (MT). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia. 42, 137-142.

PREVEDELLO, J. A. e VIEIRA, M. V. 2010a. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation** 19: 1205–1223.

PREVEDELLO, J.A.; FORERO-MEDINA, G. E VIEIRA, M.V. 2010. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. **Journal of Animal Ecology** 79: 1315–1323.

PUTTKER, T.; BUENO, A. A.; BARROS, C. S.; SOMMER, S.; PARDINI, R. 2013. Habitat specialization interacts with habitat amount to determine dispersal success of rodents in fragmented landscapes. **Journal of Mammology** 94: 714-726.

R Development Core Team. 2014. R: **A language and environment for statistical computing**. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3900051-07-0, available online at: <http://www.R-project.org>.

SAMPAIO, R.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; PERES, C. A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation** 19: 2421-2439.

SANTOS-FILHO, M. e SILVA, M. N. F da. 2002. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. **Revista Brasileira de Zoociências** 4: 45-56.

SETZ, E. Z. F. ; ENZWELER, J.; SOLFERINI, V. N.; AMENDOLA, M. P.; BERTON, R. S. 1999. Geophagy in the golden-faced saki monkey, *Pithecia pithecia chrysocephala*, in the central Amazon. **Journal of Zoology, London** 247: 91-103.

SETZ, E. Z. F.; GASPAR, D. A. 1997. Scent-Marking Behaviour In Free-Ranging Golden-Faced Saki Monkeys, *Pithecia Pithecia Chrysocephala*: Sex Differences And Context. **Journal of Zoology, London** 241: 603-611.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.; DINIZ-FILHO, J. A. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation** 114: 351-355.

SRBEK-ARAUJO, A. C. e CHIARELLO, A. G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia** 24: 647-656.

STOUFFER, P. C.; JOHNSON, E. I.; BIERREGAARD-JR, R. O.; LOVEJOY, T. E. 2011. Understorey Bird Communities in Amazonian Rainforest Fragments: Species Turnover through 25 Years Post-Isolation in Recovering Landscapes. **Plos one** 6: 1-11. doi:10.1371/journal.pone.0020543.

STOUFFER, P. C.; STRONG, C.; NAKA, L. N. 2009. Twenty years of understorey bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. **Diversity and Distributions** 15: 88-97.

TABARELLI, M. e GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology** 19: 734-749.

TSUKAMOTO, A. A. F; SILVA, M. L; COUTO, L. MULLE, M. D. 2003. Análise Econômica De Um Plantio De Teca Submetido a Desbastes. **Revista Árvore** 27: 487-494.

UMETSU, F. e PARDINI, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology** 22: 517-530.

VAN HOUTAN, K. S.; PIMM, S. L.; BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; Stouffer, P.C. 2006. Local extinctions in Amazonian forest fragments. **Evolutionary Ecology Research** 8: 129–148.

WILCOXON, F. 1945. Individual Comparisons by Ranking Methods. **Biometrics Bulletin** 1: 80-83.

ZOLLNER, A. 2000. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology** 15: 523-533.

Capítulo II

Uso de remanescentes florestais e matriz de teca
(*Tectona grandis*) adjacente, por pequenos
mamíferos, Mato Grosso, Brasil

Resumo

Casagrande, Alexandre. **Uso de remanescentes florestais e matriz de teca (*Tectona grandis*) adjacente, por pequenos mamíferos, Mato Grosso, Brasil.** Cáceres: UNEMAT, 2014. 74 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais)¹.

Florestas plantadas estão substituindo extensas áreas de pastagens, as quais entraram em desuso ao longo do tempo. Devido a constantes modificações no ambiente é necessário compreender da melhor forma como a comunidade de pequenos mamíferos não voadores, responde a essas alterações na paisagem. Este estudo busca avaliar a forma de uso de habitats alterados por mamíferos de pequeno porte e de remanescentes nativos circundados por matriz de teca (*Tectona grandis*), no Cerrado, Pantanal e Amazônia, no estado de Mato Grosso, Brasil. Utilizamos armadilhas de intercepção e queda (*pitfall*) e convencionais (*sherman* e *tomahawk*), para amostragem do grupo focal, instaladas a 50, 150 e 400 m de distância da borda na matriz e nos fragmentos. Durante o estudo registramos 22 espécies de pequenos mamíferos (13 roedores e nove marsupiais), com um esforço amostral total de 14.350 armadilhas convencionais x noite e 4.700 armadilhas de intercepção e queda x noite e 370 indivíduos capturados. Neste estudo, mesmo a matriz adjacente sendo florestada esta, ainda é barreira para a dispersão de algumas espécies, em especial *Gracilinanus agilis*, *Marmosa (Micoreus) demerarae*, *Philander opossum*, *Neacomys spinosus*, *Necromys lasiurus* e *Oecomys catherinae*, as quais foram registradas apenas nos fragmentos de vegetação nativa. Das espécies que usaram a matriz, 10 destas ocuparam principalmente até - 150m, a partir da borda, ou seja, há uma diminuição considerável na riqueza de espécies, bem como na abundância destas a partir do momento que elas ultrapassam a barreira da borda do remanescente em direção a matriz, demonstrando a importância de áreas nativas na manutenção da conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: qualidade de habitat, dispersão, ocupação, pequenos mamíferos.

Abstract

Casagrande, Alexandre. **Use of forest remnants and adjacent matrix of Teak (*Tectona grandis*), for small mammals in the Amazon, Cerrado and Pantanal, Mato Grosso, Brazil.** Cáceres: UNEMAT, 2014. 53 p. (Dissertation – Master in Environment Science)².

Planted forests are replacing large areas of grassland, which went out of use from time to time. Due to constant changes in the environment is necessary to understand the best way the community of small non-flying mammals, responds to these changes in the landscape. This study seeks to evaluate how to use habitats altered by small mammals and native remnants surrounded by teak matrix (teak), the Cerrado, Pantanal and Amazon in the state of Mato Grosso, Brazil. We use interception traps and fall (pitfall) and conventional (sherman and tomahawk), for sampling the focus group, installed the 50, 150 and 400 m away from the edge of the matrix and fragments. During the study recorded 22 species of small mammals (13 rodents and marsupials nine), with a total sampling effort of 14,350 conventional x night traps and 4,700 interception traps and falling x 370 individuals captured and night. In this study, even the adjacent matrix being forested this is still a barrier to the spread of some species, especially *Gracilinanus agilis*, *Marmosa (Micoreus) demerarae*, *Philander opossum*, *neacomys spinosus*, *Necomys lasiurus* and *oecomys catherinae*, which have only been registered in fragments of native vegetation. The species that used the array, 10 of these mostly occupied by - 150m from the edge, ie, there is a considerable decrease in species richness and abundance of these from the moment they exceed the remainder of the edge of the barrier toward the matrix, demonstrating the importance of native areas in maintaining biodiversity conservation.

Keywords: habitat quality, dispersion, occupation, small mammals.

1. Introdução

Nos últimos 10 anos, diversos estudos tem demonstrado a influência da matriz circundante sobre a conservação da diversidade biológica no Brasil (BARLOW et al. 2007; PARDINI et al. 2009; PUTTKER et al. 2011; SANTOS-FILHO et al. 2012). Sabe-se que a flexibilidade ecológica das espécies em se deslocar e ocupar habitats diferentes, bem como o tipo de matriz que circunda os remanescentes de áreas nativas é determinante para o sucesso de populações, ou mesmo indivíduos viáveis ao longo do tempo (GASCON et al. 1999; ANTONGIOVANNI e METZGER 2005; HAPER et al. 2008; CASSANO et al. 2012).

A influência da qualidade da matriz na persistência das espécies na paisagem fragmentada é considerada um dos fatores mais importantes na estruturação das populações e comunidades em paisagens antropizadas (GASCON et al. 1999; MANNING et al. 2004; UMETSU e PARDINI 2007). A matriz pode ser importante na dinâmica do remanescente, ela atua como filtro, selecionando (não sendo uma barreira absoluta) o movimento e deslocamento de espécies através de paisagens (GASCON, 1999; DEBINSKI, 2006; MORTELLITI et al. 2013). Desta forma, dependendo da semelhança da estrutura da matriz comparada ao fragmento e da plasticidade das espécies, algumas delas podem se deslocar e ou usar a matriz para forrageio e abrigo e outras não (GASCON et al. 2009; MICHALSKI e PERES 2007; LYRA-JORGE et al. 2009).

No mato grosso, por exemplo, há uma elevada taxa de desmatamento, seja para conversão de terras em agricultura, pecuária ou mesmo urbanização (INPE, 2014). A partir dos anos 80, extensas áreas antes utilizadas para este fim, passaram a dar espaço a povoamentos de arvores, principalmente na região de Cáceres (TSUKAMOTO et al. 2003), alterando consideravelmente os mosaicos de habitats na região. No ano de 2013, no estado a área plantada de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e teca (*Tectona grandis* L. f.) foi de 106.632,77 ha, sendo que a teca contribuiu com 32.245,21 ha, destes (FAMATO, 2013).

Tendo em vista que o sucesso das espécies encontradas nos remanescentes de área nativa, tem relação direta com a conectividade entre os fragmentos (PARDINI et al. 2009; LAURANCE et al. 2002; SANTOS-FILHO et al. 2012), permeabilidade em função da qualidade da matriz (GASCON et al. 1999; PUTTKER et al. 2011), além do tamanho e forma das manchas florestais (SANTOS-

FILHO et al. 2008, 2012). Estudos que investiguem a influência desse mosaico de habitats sobre a comunidade de pequenos mamíferos são essenciais para o entendimento da biologia e ecologia das espécies bem como para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação de comunidades (Wilson et al. 1996). Além disso, facilitam o planejamento de futuros estudos (TROLLE, 2003, 2007). Neste estudo, nos propomos a examinar o uso de habitats por pequenos mamíferos não voadores, em áreas conectadas a matriz de teca na Amazônia, Cerrado e Pantanal, no estado de Mato Grosso.

2. Material e Métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em 17 sítios amostrais, contemplando áreas de Cerrado, Pantanal e Amazônia. Estes foram selecionados com o auxílio de imagens de satélite Landsat TM, 5 ano-base 2013. O tamanho dos remanescentes variou entre um e 2.433 ha. As áreas estão localizadas no município de Rosário Oeste, Cáceres e Porto Esperidião.

Todos os sítios amostrados tiveram como matriz o plantio de *Tectona grandis*, com idades e tamanhos diferentes (Figura 1). Esta região possui clima tropical úmido megatérmico (AW) com temperatura média anual de 24,4°C (FIETZ et al. 2008). A precipitação mínima anual é de 1.280mm e a máxima 1.700mm, com uma estação chuvosa bem definida de outubro a abril e estação seca de maio a setembro (PIZZATO et al. 2012).

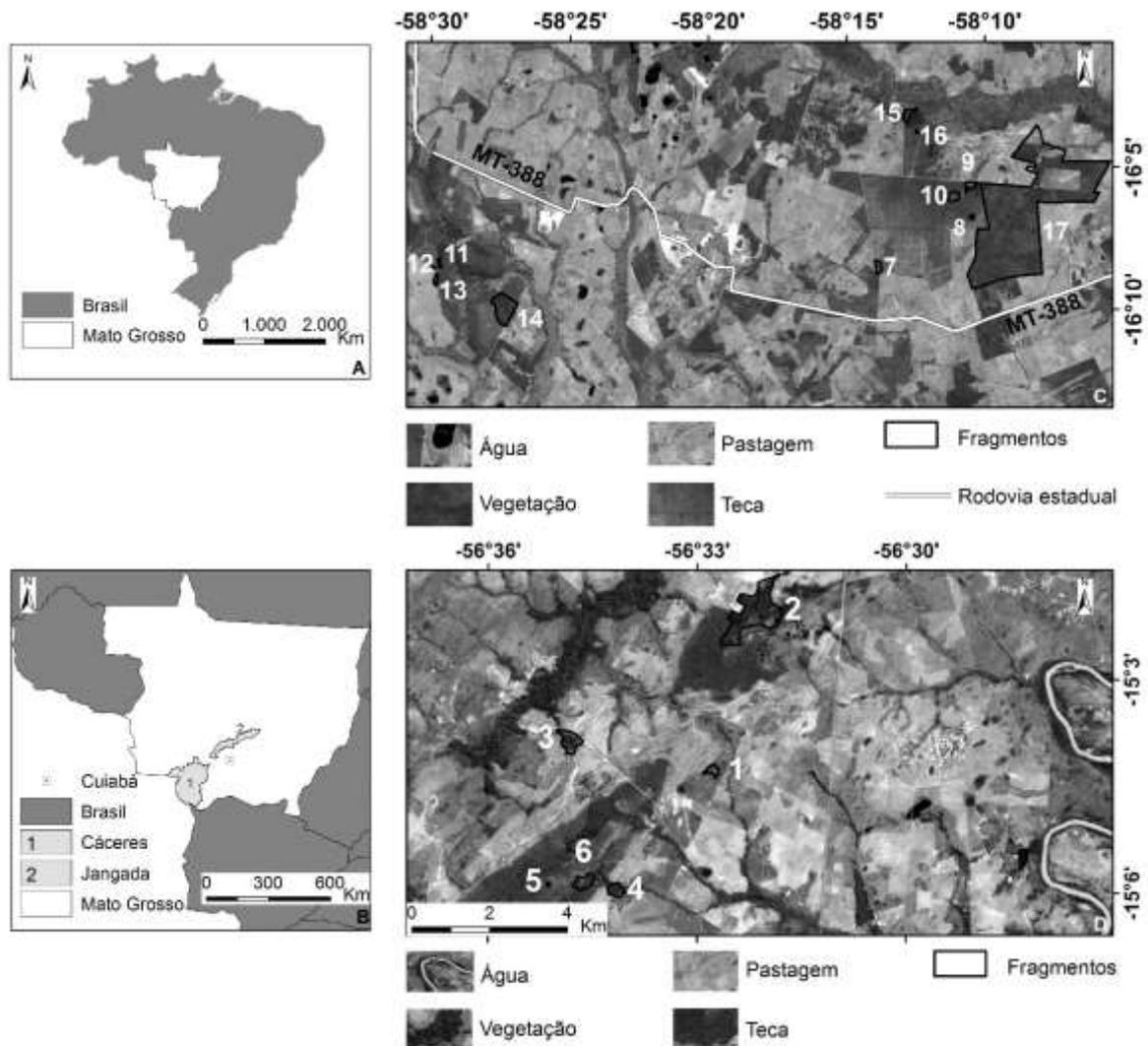


Figura 1. Localização das áreas de estudo no Cerrado, Pantanal e Amazônia. Imagens do satélite Landsat-8, sensor Operational Land Imager (OLI), com resolução espacial de 30 metros. Destaque para o Brasil (letra A), estado de Mato Grosso (B), sítios amostrais 7 a 17 (letra C) e sítios de 1 a 6 (letra D).

2.2 Delineamento Amostral

Para a realização do estudo, foram abertos transectos, com auxílio de bússola e GPS, adentrando ao fragmento até 400m a partir da borda, replicando a mesma distância na matriz, quando possível. Paralelamente ao transecto principal, foram instaladas trilhas de amostragem com *live traps* de 160m, variando de uma a sete em cada sítio amostral, destas, foram instaladas no mínimo uma e no máximo quatro trilhas em virtude do tamanho dos remanescentes e três na matriz. Nos fragmentos

as trilhas foram instaladas na borda, a 50, 150 e 400m em direção ao interior. Na matriz foram instaladas a 50m, 150m e a 400m da borda (Figura 2). Em todos os sítios estudados, a área de plantio de teca não se conectava diretamente com o fragmento. Os remanescentes eram isolados da matriz arbórea por uma faixa de pastagem ou estrada variando em média de 10 a 20 metros de largura.

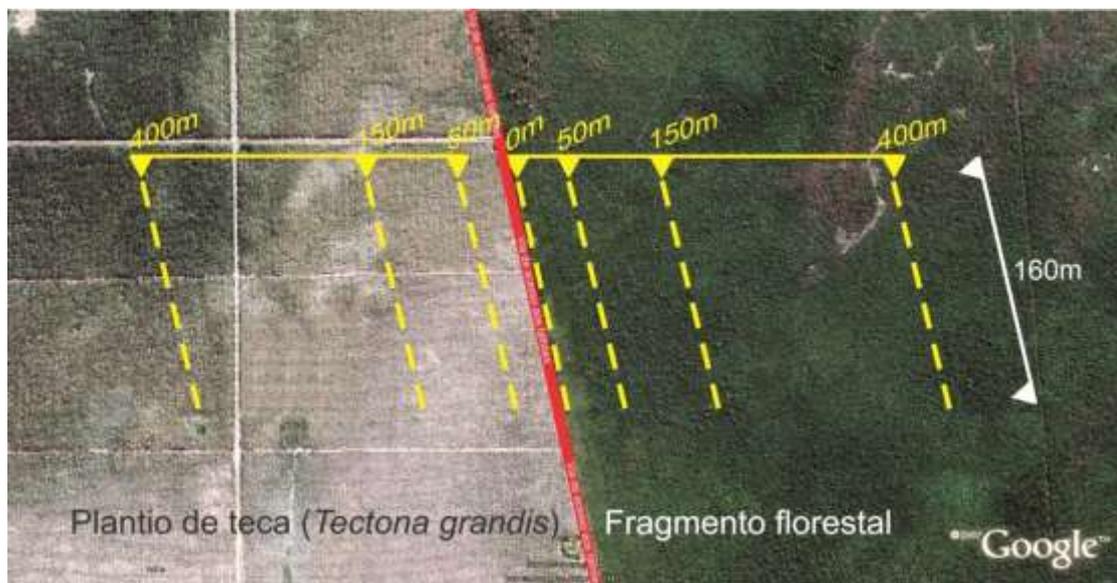


Figura 2. Esquema para amostragem de pequenos mamíferos nos sítios amostrais localizados no Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

2.3 Armadilhamento

2.3.1 Armadilha Convencional - *Live Traps*

Cada trilha de amostragem continha 15 armadilhas entre *shermans* (9x8x30cm) e *tomahawks* (18x18x45cm) alternadas e separadas entre si por 10m. A quantidade de armadilhas variou conforme o tamanho dos fragmentos, sendo no mínimo 30 e no máximo 115 por localidade amostrada. As armadilhas foram instaladas no chão e no sub-bosque a uma altura de aproximada entre dois metros, instaladas nos galhos das árvores e cipós, sendo alternadas (*sherman* e *tomahawk* no solo e no sub-bosque). Foram realizadas capturas durante 10 dias consecutivos em cada sítio entre julho de 2012 e março de 2013.

2.3.2 Armadilha de Intercepção e Queda - *Pitfall Trap*

Em cada trilha de amostragem foi instalada uma armadilha de interceptação e queda (*pitfall trap*), em formato de “Y”, contendo cinco baldes de 60 litros, com 42cm de diâmetro por 61cm de profundidade, equidistantes 10m, os quais foram enterrados até a borda superior, alcançando o mesmo nível do solo. Os recipientes foram interligados por uma cerca guia de lona plástica preta com cerca de 80cm de altura, conforme sugerido por LYRA-JORGE e PIVELLO (2001) e SANTOS FILHO et al. (2015c). O número de conjuntos de armadilhas instalados variou de um até quatro, de acordo com a extensão da área do remanescente e da matriz. Os baldes permaneceram abertos durante 10 dias consecutivos, sendo revisados todos os dias pela manhã.

Os espécimes testemunhos estão depositados na coleção do Laboratório de Mastozoologia, da Universidade do Estado de Mato Grosso/Cáceres. A coleta dos espécimes em campo foi autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), através da licença permanente de coleta n. 5858-1/SISBIO. Durante o estudo capturou-se um total de 370 indivíduos entre roedores e marsupiais, com um esforço de 14.350 armadilhas convencionais x noite e 4.700 armadilhas de interceptação e queda x noite.

2.7 Análise dos Dados

Para avaliar a independência espacial dos dados utilizamos o Teste de Mantel correlacionando duas matrizes de dissimilaridade, sendo uma matriz de distância espacial (Euclidiana) e outra de composição de espécies (Bray-Curtis) (MANTEL, 1967). Análise de variância ANOVA foi realizada para testar se há diferenças na riqueza (variável dependente) entre os ambientes (Cerrado, Pantanal e Amazônia - variável independente categórica). Testou-se a diferença entre as médias por meio do método de contraste como sugerido por Pereira, (2001). Como teste *posteriori* utilizou-se *Tukey* e foram considerados significativos valores menores ou iguais a 0,05 (JOLLIFFE, 1986; PEREIRA 2001).

Para verificar o uso dos remanescentes e da matriz foi utilizado o teste de Wilcoxon (Wilcoxon *Matched-Pairs*; Wilcoxon *signed-ranks test*), esse teste serve para comparar se as medidas de posição de duas amostras são iguais no caso em

que as amostras são dependentes (WILCOXON, 1945). Dessa forma, foi testado se a riqueza de espécies é alterada de acordo com as distâncias da borda em relação a parcelas de amostragem inseridas na matriz e no fragmento.

Foram realizadas ordenações entre as espécies em função das distâncias entre as parcelas para verificar a escala de uso das espécies nos diferentes tipos de ambientes avaliados. Com a finalidade de detectar a possível formação de grupos de composição de espécies entre o remanescente florestal e a matriz, utilizamos a Análise de Similaridade (ANOSIM). Todas as análises foram realizadas usando o programa R *version* 3.1.2.2014 (R *Development Core Team* 2014). Todas as premissas para as análises foram realizadas.

3. Resultados

O sucesso de captura para as armadilhas convencionais foi de 1,84%, já para as armadilhas de interceptação e queda de 2,23%. Registramos um total de 22 espécies de pequenos mamíferos, destas 13 de roedores e nove de marsupiais (Tabela 1). Todas as áreas amostradas foram espacialmente independentes (Mantel $r = 0,232$; $p = 0,007$). Houve correlação significativamente positiva entre a matriz de dissimilaridade de espécies e a matriz de distância espacial, ou seja, com aumento da distância espacial entre as áreas, aumenta a diferença na composição de espécies.

Tabela 1. Número de captura de espécies de pequenos mamíferos nos remanescentes vegetacionais e matriz adjacente (teca).

TAXA	Abundância de Espécies Parcelas amostrais						
	Matriz		Borda		Remanescente		
	-400	-150	-50	0	50	150	400
Ordem							
RODENTIA							
Família							
Cricetidae							
<i>Calomys callosus</i> (Rengger, 1830)	1	6	3	2	3	2	2
<i>Calomys tener</i> (G. Fischer, 1814)	1	5	6	2	4	2	1
<i>Cerradomys scott</i> (Langguth & Bonvicino, 2002)	1	0	1	0	0	7	6
<i>Hylaeamys megacephalus</i> (G. Fischer, 1814)	0	0	1	1	2	7	1
<i>Hylaeamys</i> sp. (G. Fischer, 1814)	0	1	0	2	0	5	1
<i>Neacomys spinosus</i> (Thomas, 1882)	0	0	0	0	2	0	0
<i>Necomys lasiurus</i> (Lund, 1840)	0	0	0	1	7	3	2
<i>Oecomys bicolor</i> (Tomes, 1860)	1	1	0	2	1	4	1
<i>Oecomys</i> cf. <i>catherinae</i> (Thomas, 1909)	0	0	0	0	1	1	0
<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	0	0	1	1	1	2	1
<i>Oligoryzomys</i> cf. <i>chacoensis</i> (Myers & Carleton, 1981)	5	7	1	5	3	1	2
<i>Oligoryzomys</i> cf. <i>matogrossae</i> (Botelho, 1978)	5	3	3	3	3	1	1
<i>Oligoryzomys</i> cf. <i>microtis</i> (J. A. Allen, 1916)	16	8	10	14	11	8	8
Ordem							
DIDELPHIMORPHIA							
Família							

Didelphidae

<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	3	1	2	2	2	5	1
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	0	0	0	8	0	6	10
<i>Gracilinanus cf. peruanus</i> (Thomas, 1931)	0	0	2	1	0	0	0
<i>Marmosa (Micoureus) demerarae</i> (Thomas, 1905)	0	0	0	2	3	13	5
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	0	3	2	4	3
<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1845)	2	1	0	9	6	8	9
<i>Monodelphis adusta</i> (Thomas, 1897)	1	0	0	4	3	4	2
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	1	0	0	0	1	6	4
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0

Verificou-se que a composição das espécies registradas difere entre os remanescentes vegetacionais e as áreas de plantio de teca, através da análise de NMDS (nível de *stress* = 0,246) (Figura 3). Dados confirmados através da análise de similaridade (ANOSIM $R= 0,139$; $p= 0,005$), esta sugere a formação de dois grupos – teca e vegetação -, distintos de pequenos mamíferos, a partir da composição de espécies nos diferentes ambientes analisados.

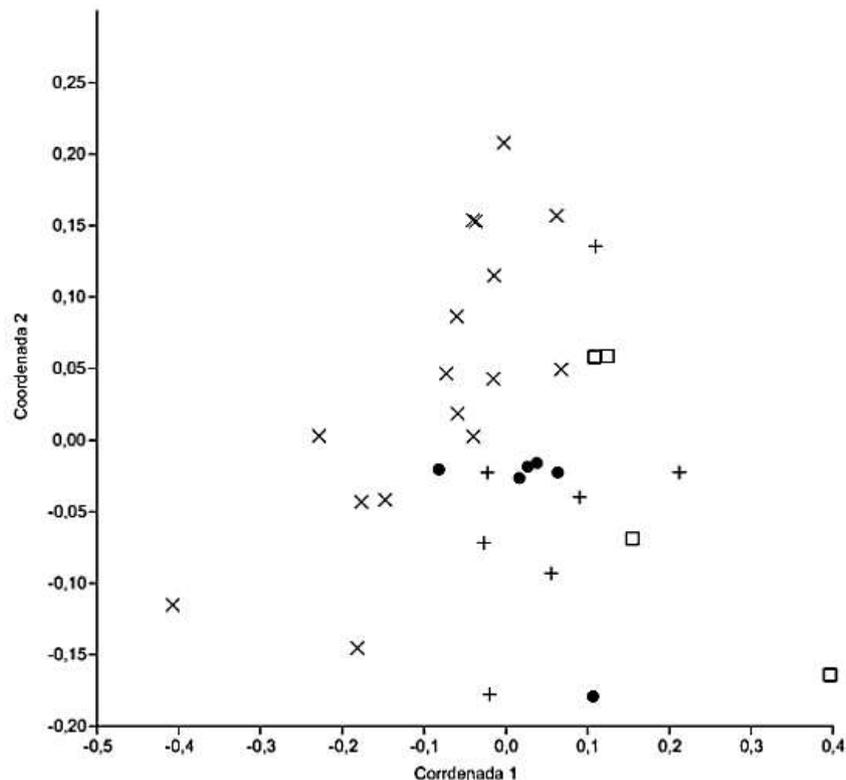


Figura 3. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para as 17 localidades nos três biomas amostrados no estado de Mato Grosso. X = matriz (teca); + = Pantanal; □ = Amazônia e; ● = Cerrado.

As espécies apresentaram padrões ecológicos diferentes quanto ao uso de habitat. Potencialmente, espécies menos exigentes quanto à qualidade do habitat ou com maior grau de dispersão, conseguiram usar a matriz até distâncias maiores a partir da borda do fragmento. Por exemplo, as espécies do gênero *Oligoryzomys*, *Calomys*, *Didelphis albiventris*, *Marmosa murina*, *Marmosops noctivagus* e *Cerradomys scott*. Essas espécies ocuparam tanto os fragmentos florestais, como a matriz deslocando até os 400 metros, a partir da

borda (Figura 4). O uso de habitat por pequenos mamíferos foi influenciado em virtude do ambiente (Cerrado, Pantanal e Amazônia). Por exemplo: *Calomys callosus*, *Calomys tener*, *Necromys lasiurus* e *Cerradomys scott*, ocorreram em maior abundância no Cerrado e Pantanal, em detrimento a Amazônia, tanto nos fragmentos quanto na matriz.. Outrora, *D. albiventris*, na Amazônia, não ocupou a área de plantio de teca, padrão observado também para *M. adusta*.

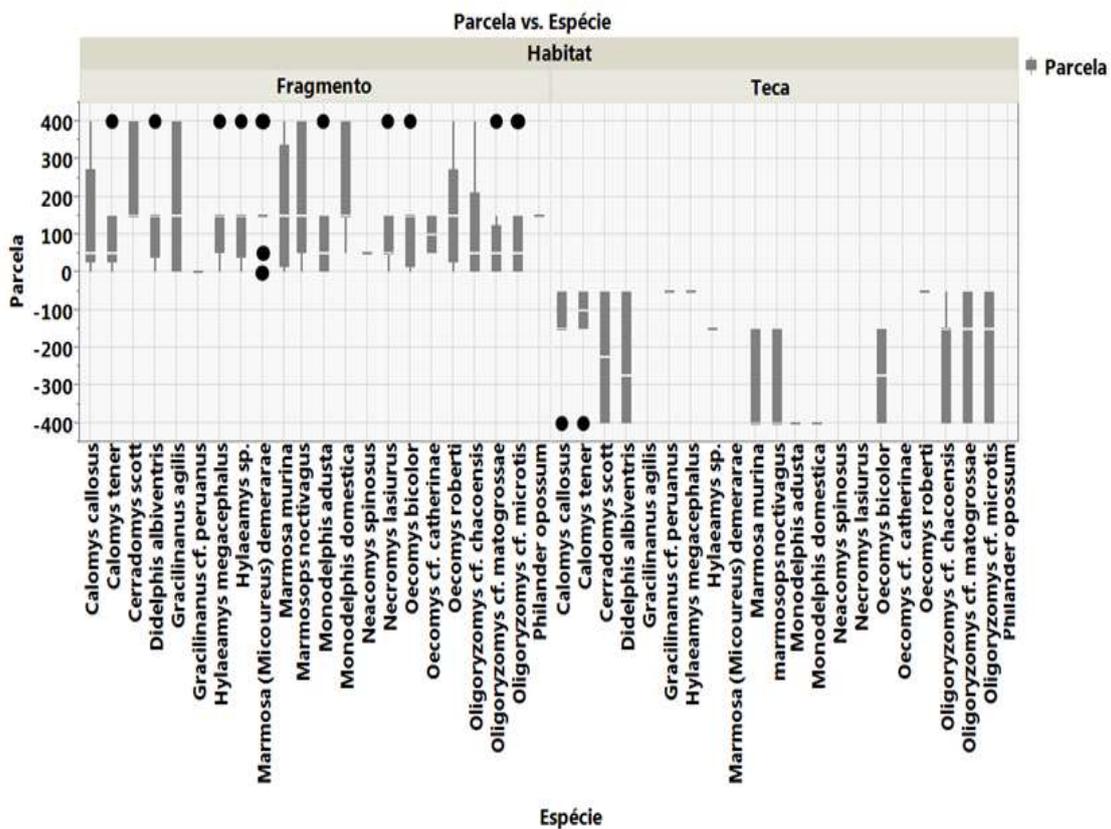


Figura 4. Ordenamento da ocupação das espécies em função das trilhas de amostragem para os 17 sítios amostrais, no estado de Mato Grosso.

Houve diferença significativa na riqueza de espécies, principalmente a partir da borda dos remanescentes vegetacionais em comparação com as três distâncias matriz adjacente (50, 150 e 400m), teste de Wilcoxon (Tabela 2). Esta diferença na riqueza de espécies de pequenos mamíferos entre as distâncias amostradas é observada principalmente, quando comparamos as

parcelas da borda (0m) dos remanescentes com as parcelas amostrais instaladas no povoamento de teca (-50, -150 e -400m). Resultado observado também na comparação entre as distâncias 150m (remanescente) e -150m (matriz) (Tabela 2).

Tabela 2. Teste de Wilcoxon para riqueza de espécies de pequenos mamíferos entre as distâncias das trilhas na matriz de teca (-400, -150 e -50m), borda (0m) e remanescente (50, 150 e 400m), na Amazônia, Cerrado e Pantanal, Mato Grosso, Brasil.

	-400	-150	-50	0	50	150	400
-400	z=0,000						
	p=1,000						
-150	z=0,155	z=0,000					
	p=0,876	p=1,000					
-50	z=0,627	z=0,650					
	p=0,531	p=0,516	p=1,000				
0	z=2,190	z=2,381	z=1,895	z=0,000			
	p= 0,028	p= 0,017	p= 0,058	p=1,000			
50	z=0,833	z=1,164	z=0,443	z=-1,086	z=0,000		
	p=0,405	p=0,244	p=0,658	p=0,277	p=1,000		
150	z=1,555	z=2,170	z=1,306	z=-0,269	z=0,599	z=0,000	
	p=0,120	p= 0,030	p=0,191	p=0,788	p=0,549	p=1,000	
400	z=0,637	z=1,167	z=0,516	z=-1,437	z=-0,060	z=-0,889	z=0,000
	p=0,524	p=0,243	p=0,606	p=0,151	p=0,952	p=0,374	p=1,000

O número de indivíduos capturados, também apresentou diferenças significativas quando comparadas as distâncias das trilhas entre os remanescentes e matriz. A abundância foi diferente estatisticamente quando comparada as distâncias da borda (0m) e das trilhas no interior da matriz (-50 e -150m). O que demonstra haver diminuição no número de indivíduos, a partir da borda em direção ao interior do plantio de teca. Esse padrão também foi observado ao se comparar as distâncias das trilhas do remanescente (50 e 150m) com as trilhas com as maiores distâncias na matriz (-150 e -400m). Houve diminuição no número de indivíduos a partir dos 50m em direção ao interior da matriz (Tabela 3).

Tabela 3. Teste de Wilcoxon para a abundância de espécies de pequenos mamíferos entre as distâncias das trilhas na matriz de teca (-400, -150 e -50 m), borda (0 m) e remanescente (50, 150 e 400 m), na Amazônia, Cerrado e Pantanal, Mato Grosso, Brasil.

	-400	-150	-50	0	50	150	400
-400	z=0,000						
	p=1,000						
-150	z=-0,772	z=0,000					
	p=0,440	p=1,000					
-50	z=0,090	z=-0,642					
	p=0,928	p=0,521	p=1,000				
0	z=1,870	z=2,250	z=1,947	z=0,000			
	p=0,062	p= 0,024	p= 0,052	p=1,000			
50	z=0,871	z=1,381	z=0,802	z=-0,915	z=0,000		
	p=0,384	p= 0,008	p=0,423	p=0,360	p=1,000		
150	z=1,925	z=2,250	z=1,689	z=0,526	z=1,480	z=0,000	
	p= 0,054	p= 0,024	p=0,091	p=0,599	p=0,139	p=1,000	
400	z=0,854	z=1,372	z=0,921	z=-1,088	z=0,618	z=-1,485	z=0,000
	p=0,393	p=0,170	p=0,357	p=0,276	p=0,537	p=0,138	p=1,000

A riqueza de espécies de pequenos mamíferos variou significativamente entre os fragmentos de Amazônia, Cerrado e Pantanal (ANOVA, $F=6,96$; $p=0,007$). Em análise *posteriori* (Teste de *Tukey*), observou-se que a riqueza de espécies é significativamente diferente no Cerrado quando comparada a Amazônia e Pantanal (*Tukey* HSD, $p=0,009$ e $p=0,03$), respectivamente. Entretanto, essa diferença não é observada para Amazônia e Pantanal (*Tukey* HSD, $p=0,50$), (Figura 5).

Os biomas Cerrado, Pantanal e Amazônia tiveram efeito significativo quanto no número de indivíduos capturados (ANOVA, $F=5,57$; $p=0,01$). A comparação realizada a *posteriori* (Teste de *Tukey*), mostra que a abundância de espécies foi significativamente diferente para o Cerrado quando comparado a Amazônia e Pantanal (*Tukey* HSD, $p=0,02$ e $p=0,05$), respectivamente. Todavia, essa diferença não é observada para Amazônia e Pantanal (*Tukey* HSD, $p=0,66$), (Figura 5). Da mesma forma que a riqueza, o número de indivíduos capturados (abundância), não foi estatisticamente diferente para os

povoamentos de teca nos diferentes ambientes estudados (ANOVA, $F= 1,65$; $p= 0,22$; $F= 1,58$; $p= 0,34$).

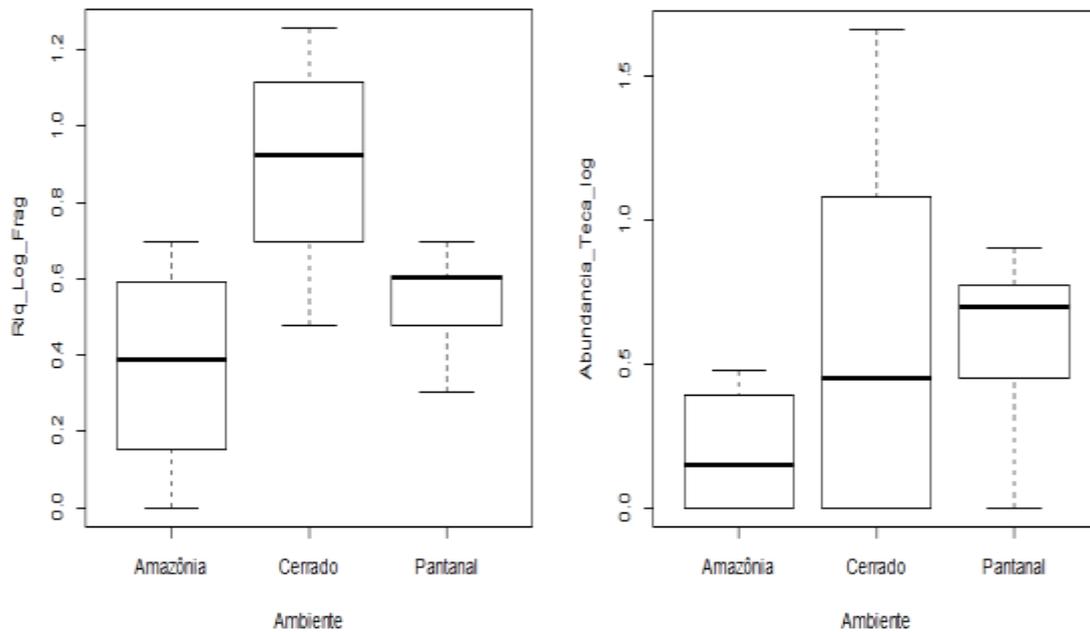


Figura 5. Análise de variância (ANOVA, two-way), da riqueza e abundância de espécies de mamíferos de pequeno porte entre os fragmentos de Cerrado, Pantanal e Amazônia, Mato Grosso, Brasil.

4. Discussão

O mosaico de áreas estudadas demonstrou eficiência para conservação de 73% das 22 espécies registradas para este estudo. No entanto, fragmentos vegetacionais de áreas nativas são extremamente importantes para a conservação da diversidade de pequenos mamíferos (SANTOS-FILHO et al. 2012; PARDINI et al. 2009), tendo em vista, que 27% ou seis espécies, foram registradas apenas nos fragmentos. Pois, ao se alterar uma paisagem formada apenas por área nativa, espécies especialistas tendem a reduzir drasticamente sua abundância ou até mesmo podem ser extintas localmente (TERBORGH, 1986; STONE et al. 2009), outras espécies podem

aumentar significativamente sua abundância em função do ambiente e tipo de matriz circundante (CÁCERES et al. 2010; SANTOS-FILHO et al. 2012).

Em paisagens fragmentadas pequenos fragmentos de áreas nativas exercem papel importante para a conservação de espécies, tendo em vista que mesmo pequenas, estas, atuam como fonte para dispersão de espécies (e. g. MARTIN e FAHRIG 2012; FAHRIG, 2013). Principalmente para a movimentação das espécies que possuam alguma facilidade no deslocamento através da matriz, servindo como pontos de parada ou alimentação (*stepping stones*) (FAHRIG e MERRIAN, 1994; SAMPAIO et al. 2010). Além de servirem como *stepping stones*, remanescentes próximos com maior número de conexões contribuem para maior heterogeneidade de paisagem, fornecendo maior conectividade entre as manchas de habitat (UEZU et a. 2005, SANTOS-FILHO et al. 2012).

Em se tratando da composição de espécies, seis das 22 espécies registradas para este trabalho, foram exclusivas de áreas nativas (*Gracilinanus agilis*, *Marmosa (Micoreus) demerarae*, *Philander opossum*, *Neacomys spinosus*, *Necomys lasiurus* e *Oecomys catherinae*). Esta exclusividade no uso da paisagem relaciona-se com o grau de especificidades comportamentais, poder de deslocamento e hábitos alimentares requeridos por essas espécies (BIZEERI e GASTAL, 1997; LAURANCE et al. 2011; PUTTKER et al. 2013), mesmo em paisagens alteradas.

Dessa forma, como observado por Barlow et al. (2007; 2012) as especificidades de cada grupo devem ser levadas em consideração ao se analisar o uso de paisagens alteradas por mamíferos. De forma que, apenas índices de riqueza e abundância, mal contextualizados, não são suficientes para a real compressão da situação da comunidade e pode ainda emitir leituras pouco realistas e de baixa relevância para a conservação de pequenos mamíferos em remanescentes florestais isolados por algum tipo de matriz, como mostrado por Pardini et al.(2009); Barlow et al. (2010). Santos-Filho et al. (2012).

O gênero *Oligoryzomys*, representado neste estudo pelas espécies *Oligoryzomys cf. chacoensis*, *Oligoryzomys cf. matogrossae*, *Oligoryzomys cf.*

microtis, foi o que usou a matriz de forma mais homogênea, ocorrendo em todas as distâncias estudadas nos povoamentos de teca. Comumente as espécies pertencentes a este gênero são associadas á áreas abertas e/ou borda, florestas secundárias, zonas agrícolas e locais em sucessão ecológica (MUSSER e CARLETON, 2005). Além disso, possui uma dieta bem diversificada (frugívora-granívora-insetívora), o que pode favorecer a ocupação de diferentes habitats (PARESQUE, 2010).

Provavelmente animais que são capazes de moverem-se frequentemente entre fragmentos, utilizando a matriz como “corredor”, suas populações, não ocupariam apenas os remanescentes, mas todo o mosaico habitats (FAHRIG, 2013). Fator que pode explicar a manutenção e recolonização de outras manchas vegetacionais próximas (GASCON et al. 1999). Espécies como *Calomys tener* e *C. callosus*, são menos exigentes à qualidade de hábitat (SANTOS-FILHO et al. 2008), demonstrando ser capazes de usar a matriz adjacente, quer seja para deslocamento entre os remanescentes, esconderijo, descanso ou mesmo forrageio (e. g. GASCON, 1999; SANTOS-FILHO et al. 2008; LYRA-JORGE et al. 2009).

Todavia, a matriz atuou como filtro seletivo (LAURANCE, 1991; GASCON et al. 1999), podendo ser barreira ou permitindo fluxo de espécies em paisagens antropizadas. Esse fator varia além da qualidade e permeabilidade, mas também de acordo com a resiliência, adaptabilidade e especialização das espécies em permanecer e dispersar nesses ambientes alterados (ANDRÉN, 1997; PUTTKER et al. 2008; PUTTKER et al. 2013). Por exemplo, *M. dermerarae* não conseguiu ultrapassar a barreira da borda dos fragmentos, mesmo padrão descrito por Santos-Filho et al. (2012), em fragmentos circundados por pastagem no sudoeste do Mato Grosso, onde essa espécie também só ocupou os remanescentes florestais.

Necromys lasiurus também, foi capturada apenas em remanescentes nativos de Cerrado, sendo esta típica deste bioma (VIEIRA, 1999). Provavelmente a maior captura de *N. lasiurus* nessas áreas se deu devido ao sítio amostral um possuir fitofisionomia de cerrado aberto com a presença de pastagens naturais, o que favoreceu a ocorrência e permanência dessa

espécie, característica de áreas abertas (VIEIRA e BAUMGARTEN, 1995) e estritamente cursorial (VIEIRA et al. 2005). Como aponta Santos-Filho et al. (2008), que o obteve o maior número de captura desta espécie em matriz de pastagem no sudoeste do Mato Grosso.

Tanto a riqueza quanto a abundância de espécies não foi alterada nos povoamentos de teca em função do gradiente ambiente (Cerrado, Pantanal e Amazônia). Dessa forma, nota-se que devido à homogeneização e simplificação da teca, os padrões de ocupação da matriz por pequenos mamíferos não é alterado, mesmo em diferentes biomas.

Entretanto, quando analisamos a riqueza e abundância de espécies entre os fragmentos vegetacionais, é possível notar uma diferença significativa entre os ambientes. Ou seja, Pantanal, Amazônia e Cerrado, são estruturalmente diferentes (GASCON et al. 1999; LAURANCE et al. 2002; OLIVEIRA e MARQUIS, 2002; NUNES DA CUNHA e JUNK, 2009), o que possivelmente justifique esse padrão descrito neste estudo. Mesmo porque, a qualidade e heterogeneidade horizontal do habitat pode tanto permitir ou limitar a ocorrência e permanência de espécies (SANTOS-FILHO e SILVA, 2002; Gascon et al. 2004; FONSECA et al. 2013), fator que pode ter influenciado a diferença na riqueza e abundância de espécies nos biomas.

Dessa forma, por mais que a matriz arbórea seja permeável a algumas espécies, os remanescentes de área nativa exercem alta influência na conservação ambiental. Haja vista, que caso não existam áreas nativas, mesmo em tamanhos menores, provavelmente apenas a matriz isolada não possua capacidade de suporte estrutural que comporte a sobrevivência de espécies, devido à baixa heterogeneidade de habitat (MACARTHUR e MACARTHUR 1961; AUGUST 1983; FRANKLIN et al. 2005).

Fica evidenciado ainda, que povoamentos florestais permitem que haja uma melhor conectividade na paisagem onde os remanescentes de vegetação nativa estão inseridos. Isso permite que uma gama maior de espécies façam uso desses mosaicos como aponta Fonseca et al. (2013). Em comparação à pastagem, florestas plantadas podem manter uma elevada riqueza e abundância de espécies, reduzindo competição inter e/ou intraespecífica dentro

dos remanescentes de áreas nativas (e. g. PASSAMANI e RIBEIRO, 2009). Sendo assim, florestas plantadas quando manejadas ecologicamente, pode contribuir de forma significativa para a permanência e conservação de pequenos mamíferos. Essas ainda facilitam o deslocamento de espécies de pequenos mamíferos em detrimento a matriz de pastagem, como mostrado por Gascon et al. (1999), Umetsu et al. (2008) e Santos-Filho et al. 2012.

5. Conclusão

A composição de espécies foi diferente nos fragmentos e na matriz. Desse modo, ainda que a matriz de teca seja importante para a conservação da biodiversidade é preciso cautela ao se implantar povoamentos de árvores em diferentes tipos de ambientes (biomas), principalmente na Floresta Amazônica. Observou-se um maior número de espécies generalistas na borda dos remanescentes e no plantio de teca. De modo que as espécies especialistas se mantiveram no interior dos fragmentos devido por possuir micro-habitat mais favorável à sua permanência. Os remanescentes vegetacionais foram de alta relevância, principalmente, para seis espécies em particular, as quais não foram capazes de ultrapassar a barreira (borda) e ocupar as áreas de plantio de teca.

Os diferentes tipos de ambientes avaliados neste estudo tiveram influencia significativa sobre o comportamento das espécies. Sendo que o padrão de ocupação dos mosaicos - remanescente + teca -, variou em função da estrutura vegetacional dos sítios estudados, bem como um comportamento diferente entre mesmas espécies em ambientes diferentes, ou seja, o padrão de dispersão e ocupação dessas espécies é influenciado pelo bioma onde estas estão distribuídas. É necessário um atenção especial à estas espécies, pois, devem ser manejadas caso-a-caso em função do ambiente (bioma), para se propor medidas conservacionistas eficientes, que visem a preservação e manutenção destas espécies.

A matriz foi determinante para o possível aumento da taxa de imigração e recolonização de áreas onde espécies possam ter sido extintas,

tendo em vista, que, esta atua corredor, o que permite o deslocamento de espécies entre os fragmentos vegetacionais. Dessa forma, a boa qualidade dos povoamentos de teca registrado durante este estudo, atua como “extensão” das áreas de vegetação nativa, o que possivelmente determina o maior deslocamento de espécies entre os remanescentes nos três biomas estudados.

6. Referências Bibliográficas

AUGUST, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology** 64: 1495-1507.

ANTONGIOVANNI, M., METZGER, J. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451.

ANDRÉN, H.; DELIN, A.; SEILER, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. **Oikos** 80, 193-196.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; LUKE, P.; SILVEIRA, L. M.; LOUZADA, J.; PERES, C. 2012. Quantifying biodiversity in eucalyptus plantations and primary and secondary tropical forests: results from a multi-taxa comparison from the Brazilian Amazon. In: Simonetti, Javier A.. (Org.). **Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities**. 1 ed. Santiago: Universidad de Chile Press 1: 44-59.

BARLOW J.; OVERAL, W. L.; ARAUJO I. S.; GARDNER, T. A.; PERES, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology** 44: 1001–1012.

BARLOW J, GARDNER TA, LOUZADA J, PERES, C. A .2010. Measuring the Conservation Value of Tropical Primary Forests: The Effect of Occasional Species on Estimates of Biodiversity Uniqueness. **Plos one** 5: 1-11. doi:10.1371/journal.pone.0009609

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 44: 818–825.

BIZERRIL, M. X. A.; GASTAL, M. L. A. 1997. Fruit phenology and mammal frugivory in *Renealmia alpinia* (Zingiberaceae) in a gallery forest of central Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. 57: 305-309.

CÁCERES, N. C.; NÁPOLI, R. P.; CASELLA, J.; HANNIBAL, W. 2010. Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil, **Journal of Natural History** 44: 491 – 512.

Debinski, D. M. 2006. Forest fragmentation and matrix effects: The matrix does matter. **Journal of Biogeography** 33: 1791-1792.

FAHRIG, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography** 40: 1649–1663.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. 1994. Conservation of fragmented populations. **Conservation biology**, 8: 50-59.

FAMATO, 2013. **Diagnóstico de florestas plantadas do estado de Mato Grosso**. Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Mato Grosso. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária (Imea) – Cuiabá, MT, 176 p.

FIETZ, C. R.; COMUNELLO, E.; CREMON, C.; DALLACORT, R. 2008. **Estimativa da precipitação provável para o Estado de Mato Grosso**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 239 p.

FONSECA, C. R.; CANEDE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S.; HARTZ, S. M.; JONER, F.; KÄFFER, M. I.; LEAL-ZANCHET, A. M.; MARCELLI, M. P.; MESQUITA, A. S.; MONDIN, C. A.; PAZ, C. P.; PETRY, M. V.; PIOVENSAN, F. N.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E. M. 2013. A caminho de uma silvicultura ecologicamente sustentável na Mata Atlântica. *In*: Peres et al. (Org.) **Conservação da biodiversidade em paisagens florestais antropizadas do Brasil**. 1. ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, v. 1. 565 p.

FRANKLIN, E.; MAGNUSSON, W. E.; LUIZÃO, F. J. 2005. Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition. **Appl Soil Ecol** 29: 259-273.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR, R.O.; MALCON, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURENCE, W.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. e BORGES, S. H. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91: 223-229.

GASCON, C., G.A.B. FONSECA, W. SECHREST, K.A. BILLMARK e J.SANDERSON. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. *In*: G. Schroth, G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos & A.M.N. Isac (eds.). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. p. 15-32. Island Press, Washington, D.C.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C.A.; SODHI, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters** 12: 561–582.

INPE 2014. Instituto de Pesquisas Espaciais. **Taxas anuais do desmatamento - 1988 até 2014**. Disponível em <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2014.htm>, último acesso realizado em 03 de janeiro de 2015.

HARPER, M. J., MCCARTHY, M. A., VAN DER REE, R. 2008. Resources at the landscape scale influence possum abundance. *Austral Ecology* 33: 243-242.

JOLLIFFE, I. T. 1986. **Principal component analysis**. New York: Springer-Verlag, 271 p.

LAURANCE, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. **Conservation Biology** 5: 79-89.

LAURANCE, W. F.; CARMARGO, J.; LUIZAO, R.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P.; WILLIAMSON, G. B.; BENITEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H.; VAN HOUTAN, K.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**. 144: 56-67.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.; LAURANCE, S.; SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. **Conservation Biology** 16: 605-618.

LYRA-JORGE, M. C. e PIVELLO, V. R. 2001. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. **Mammalia** 65: 524-530.

MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research** 27: 209-220.

MANNING, A. D.; LINDENMAYER, D. B.; NIX, H. 2004. Continua and umwelt: Novel perspectives on viewing landscapes. **Oikos** 104: 621-628.

Martin, A.E. & Fahrig, L. 2012 Measuring and selecting scales of effect for landscape predictors in species–habitat models. **Ecological Applications** 22: 2277–2292.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. 1961. On bird species diversity. **Ecology** 42: 594-598.

MICHALSKI, F., PERES, C. A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. **Conservation Biology** 21: 1626-1640.

MORTELLITI, A.; SANTARELLI, L.; SOZIO, G.; FAGIANI, S.; BOITANIA, L. 2013. Long distance field crossings by hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. **Mammalian Biology** 78: 309-312.

MUSSER, G. G., CARLETON, M. D. 2005. "Superfamily Muroidea". *In: Mammal Species of the World, Third Edition* (Wilson, D. E., Reeder, D. M. eds.) The Johns Hopkins University Press. Pp. 894-1531.

NUNES DA CUNHA, C. e JUNK, W. J. 2009. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. *In: The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland* (W.J. Junk, C.J. Da Silva, C. Nunes da Cunha & K.M. Wantzen, eds). 127-141.

OLIVEIRA, P. S. e MARQUIS, R. J. 2002. **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, 398 p.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M. e BAUMGARTEN, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agroforestry mosaic in Southern Bahia. **Biological Conservation** 142: 1178-1190.

PASSAMANI, M.; RIBEIRO, D. 2009. Small mammals in a fragmente and adjacent matrix in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 69: 305-309.

PARASQUE, R. 2010. **Diversificação das espécies do gênero Pligoryzomys Bangs, 1900 (Rodentia, cricetidae) na região neotropical**. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ciências Biológicas.

PEREIRA, J. C. 2001. **R. Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais**. 3a. ed. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, v. 5000. 160 p.

PIZZATO, J. A.; DALLACORT, R.; TIEPPO, R. S.; MODOLO, A. J.; CREMON, C.; MOREIRA, P. S. P. 2012. Distribuição e probabilidade de ocorrência de precipitação em Cáceres (MT). **Pesquisa Agropecuária Tropical** 42: 137-142.

PUTTKER, T.; BUENO, A. A.; SANTOS DE BARROS, DOS, C.; SOMMER, S.; PARDINI, R. 2011. Immigration Rates in Fragmented Landscapes – Empirical Evidence for the Importance of Habitat Amount for Species Persistence. **Plos one** 6: 2793-2796.

PUTTKER, T.; PARDINI, R.; MEYER - LUCHT, Y.; SOMMER, S. 2008. Responses of five small mammal species to micro - scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **Ecology** 8: 1- 9.

PUTTKER, T.; BUENO, A. A.; BARROS, C. S.; SOMMER, S.; PARDINI, R. 2013. **Habitat specialization interacts with habitat amount to determine dispersal success of rodents in fragmented landscapes.** *Journal of Mammalogy* 94: 714-726.

R Development Core Team. 2014. **R: A language and environment for statistical computing.** Vienna, R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3900051-07-0, available online at: <http://www.R-project.org>.

SAMPAIO, R.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E.; PERES, C. A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. ***Biodiversity and Conservation*** 19: 2421-2439.

SANTOS-FILHO, M. ; SILVA, D. J. DA.; SANAIOTTI, T. M. 2008. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. ***Brazilian Journal of Biology*** 68: 631-637.

SANTOS-FILHO, M.; SILVA, M. N, F. da. 2002 . Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. *Revista Brasileira de Zootecias*, 4: 57-73.

SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. DA. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. ***Biodiversity Conservation*** 21: 1127-1147

SANTOS-FILHO, M.; DE LÁZARI, P.R. ; CANALE, G.R. ; FARIA DE SOUSA, C.P. . **Trap efficiency evaluation for small mammals in the southern Amazon.** *Acta Amazonica (Impresso)* 45:187-194.

STONE, A. I.; LIMA, E.M.; AGUIAR, A. G. F. S.; CAMARGO, C. C.; FLORES, A. T.; KELT, D. A.; MARQUES-AGUIAR, S. A.; QUEIROZ, J. A. L.; RAMOS, R. M.; SILVA-JUNIOR, J. 2009. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. ***Biodiversity Conservation*** 18: 1685–1694

TERBORGH, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. *In*: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity.** Sunderland, Sinauer 330-344.

Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12:823-836.

Trolle, M.; Bissaro, M. C.; Prado, H. M. 2007. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 16:1205-1211.

TSUKAMOTO, A. A. F.; SILVA, M. L.; COUTO, L. MULLE, M. D. 2003. Análise Econômica De Um Plantio De Teca Submetido a Desbastes. **Revista Árvore** 27, 487-494.

UMETSU, F. e PARDINI, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology** 22: 517-530.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography** 31: 359-370.

UEZU, A.; METZGER, J.; VIELLIARD, J. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507-519.

VIEIRA, E. e L. BAUMGARTEN. 1995. Daily activity patterns of small mammals in a cerrado area from central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 11: 255-262.

VIEIRA, E. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology** 249: 75-81.

VIEIRA, E. M.; IOB, G.; BRIANI, D. C.; PALMA, A. R. T. 2005. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scottii*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. **Mammalian Biology** 70: 359-365.

Wilson, D. E.; Nichols, J. D.; Rudran, R.; Southwell, C. 1996. Introduction. *In: Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Wilson, D. E.; Cole, F. R.; Nichols, J. D.; Rudran, R. & Foster, M. S. Smithsonian Press, Washington.

WILCOXON, F. 1945. Individual Comparisons by Ranking Methods. **Biometrics Bulletin** 1: 80-83.