



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**ROEDORES COMO AGENTES SECUNDÁRIOS NA REMOÇÃO DE ENDOCARPOS DE
“BARU” (*DIPTERIX ALATA* VOGEL) EM BORDA E INTERIOR DE FRAGMENTOS DE
CERRADO.**

Marcos José Wolf

Dissertação apresentada à Fundação
Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, como requisito à obtenção do
título de Mestre em Biologia Animal.
Área de concentração: Zoologia.

Orientador: José Ragusa Netto

Campo Grande, MS

Janeiro, 2015

**ROEDORES COMO AGENTES SECUNDÁRIOS NA REMOÇÃO DE ENDOCARPOS DE
“BARU” (*DIPTERIX ALATA* VOGEL) EM BORDA E INTERIOR DE FRAGMENTOS DE
CERRADO.**

Marcos José Wolf

Orientador: José Ragusa Netto

Composição da banca examinadora:

Dr. Sérgio Roberto Posso (UFMS – Presidente)

Dr. João Donizete Denardi (UEMS)

Dr^a. Maria José Costa Gondim (UFU)

Dr^a. Rosilene Rodrigues Silva (VALE)

Dr^a. Sáuria Lúcia Rocha de Castro (UEMS)

Campo Grande, MS
Janeiro, 2015

RESOLUÇÃO Nº 08, DE 28 DE JANEIRO DE 2015.

O COLEGIADO DE CURSO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, no uso de suas atribuições, resolve:

Aprovar a composição da “Banca Examinadora de Dissertação” de **Marcos José Wolf**, intitulada “**Roedores como agentes secundários na remoção de endocarpos de Baru (*Dipteryx alata vogel*) em borda e interior de fragmentos de Cerrado**”, sob a orientação do Prof. Dr. José Ragusa Netto, conforme segue:

Dr. Sérgio Roberto Posso (UFMS - Presidente)

Dr. João Donizete Denardi (UEMS)

Dra. Maria José Costa Gondim (UFU)

Dra. Rosilene Rodrigues Silva (VALE)

Dra. Sáuria Lúcia Rocha de Castro (UEMS)

Vanda Lúcia Ferreira,

Presidente.

Agradecimentos

Ao meu orientador, José Ragusa Netto, pela dedicação e disposição em ensinar;

Aos membros das bancas da qualificação e dissertação por aceitarem avaliar o trabalho e pelas sugestões de melhoria para o trabalho;

Aos professores do PPGBA pelo apoio à minha formação;

A secretária Liliane, pela paciência e auxílio nas questões burocráticas;

Aos colegas de turma do PPGBA, em especial a João Paulo V. S. Alencar pela amizade, troca de conhecimentos e companheirismo nos trabalhos e coletas;

Às estagiárias do Laboratório de Ecologia de Sementes, Irídia e Juliana, pela ajuda no preparo dos endocarpos;

Aos proprietários das fazendas por permitirem o acesso aos remanescentes estudados;

À Dirce e família por nos hospedarem em sua residência nos períodos das coletas em Três Lagoas;

À Eduardo Rocha por auxiliar com as medidas dos fragmentos;

À minha família e esposa por sempre estarem do meu lado nas horas que mais precisei;

À Capes pelo apoio financeiro.

INTRODUÇÃO

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro cobrindo cerca de 20-25% do território do país e constitui-se de um mosaico de formações vegetais que variam desde campos abertos até formações florestais densas (Eiten, 1982; Ribeiro e Walter, 1998). O bioma vem sofrendo constantes degradações em seus ecossistemas naturais devido às ações antrópicas como a retirada da vegetação natural para a implantação de pastagens plantadas, culturas anuais e outros tipos de uso (Klink e Machado, 2005). Estimativas indicam que restam apenas cerca de 40-50% da vegetação nativa do cerrado (Machado *et. al.* 2004; Brannstrom *et. al.* 2008).

A fragmentação de habitats é apontada como uma das principais causas do crescente empobrecimento da biodiversidade global (Vitousek *et. al.* 1997). Além disso, promove uma redução da área total do habitat natural, bem como, o aumento da extensão dos habitats de bordas florestais (Murcia, 1995), que são definidos como uma região de contato entre a matriz e o fragmento de vegetação original (Williams-Linera *et. al.* 1997; Primak e Rodrigues, 2001).

Os efeitos de borda ocorrem através de mudanças abióticas, biológicas diretas, e biológicas indiretas (Murcia, 1995). Os efeitos abióticos envolvem mudanças nos fatores climáticos ambientais, onde a zona de influência das bordas apresenta maior exposição aos ventos, altas temperaturas, baixa umidade e alta radiação solar (e.g. Davies-Colley *et. al.* 2000; Redding *et. al.* 2003). Os efeitos biológicos diretos envolvem mudanças na abundância e na distribuição de espécies provocadas pelos fatores abióticos nas proximidades das bordas, como por exemplo, o aumento da densidade de determinadas espécies de plantas devido à maior produtividade primária causada pelos altos níveis de radiação solar (e.g. MacDougall e Kellman, 1992; Didhan e Lawton, 1999). Os efeitos biológicos indiretos envolvem mudanças na interação entre as espécies, como predação, parasitismo, herbivoria, competição, dispersão de sementes e polinização (e.g. Galetti *et. al.* 2003; Kollmann e Buschor, 2003). Habitats de bordas florestais também são afetados por outros problemas relacionados à fragmentação tais como, o tamanho e a forma do fragmento, a distâncias entre eles, o grau de isolamento e o tipo de matriz circundante (Bierregaard *et. al.* 1992).

As interações animal-plantas constituem peças chave para a preservação da biodiversidade de muitos ecossistemas. Dada a atual taxa de desmatamento se faz necessário compreender como essas interações ocorrem e, principalmente, como são modificadas pela fragmentação e alteração de habitats (Serio-Silva e Rico-Gray, 2002). A

dispersão de sementes, juntamente com a predação, são processos fundamentais para a manutenção das espécies de plantas na comunidade (Schupp, 1988; Whang e Smith, 2002). Dentre os tipos de dispersão, o mais representativo nas regiões tropicais é a zoocoria (Jordano, 2000), contribuindo consideravelmente para a diversidade de plantas em ecossistemas fragmentados (Galindo-González *et al.* 2000; McEuen e Curran, 2006). Além disso, a predação pós-dispersão pode atuar como um filtro sobre a “sombra de sementes”, modificando a densidade e a distribuição das sementes e por fim o estabelecimento de plântulas (Pizo, 1997).

Dentre os grupos de animais, os morcegos são considerados como os mais eficientes dispersores de sementes (Fleming e Sosa, 1994; Galindo-González *et al.* 2000, Bernard e Fenton, 2003; Mello *et al.* 2008). Além disso, muitas espécies de morcegos persistem em paisagens fragmentadas (Aguirre, 2002; Aguirre *et al.* 2003; Fenton *et al.* 1992), sendo que as espécies frugívoras são mais abundantes que outros frugívoros como primatas e aves de dossel em habitats perturbados (Gorresen e Willig, 2004; Faria, 2006; Montiel *et al.* 2006). Nesses locais, morcegos frugívoros dispersam sementes por suas rotas de forrageio, bem como em seus abrigos de alimentação, sendo que as sementes pequenas são depositadas durante o voo pelas fezes, enquanto que sementes grandes são depositadas sob os abrigos após o consumo da polpa (Sazima *et al.* 1994; Galindo-González *et al.* 2000).

O acúmulo de sementes depositadas por morcegos sob abrigos de alimentação resulta em pilhas com densidades variadas. Além disso, em ambientes onde há grande diversidade de recursos, bem como em épocas em que houver maior abundância de frutos, uma única pilha pode apresentar sementes de mais de uma espécie vegetal (Howe, 1989; Galindo-González *et al.* 2000; Romo *et al.* 2004). Sementes agrupadas são mais facilmente detectadas por predadores e, conseqüentemente, podem sofrer maiores taxas de predação do que sementes isoladas (Janzen 1971; Willson e Whelan, 1990; Hammond, 1995), embora este não seja um padrão universal (Notman *et al.* 1996; Pizo e Simão, 2001). As plântulas produzidas a partir de sementes agrupadas, por sua vez, estão sujeitas a maior competição intraespecífica que plântulas isoladas (Howe, 1989; Loiselle, 1990; Pizo e Simão, 2001), o que pode afetar consideravelmente a taxa de sobrevivência das mesmas (Vander-Wall *et al.* 2005).

De acordo com Crawley (1992), os removedores de sementes podem influenciar a estruturação de populações de plantas através da alteração da taxa e do padrão de recrutamento. Roedores terrestres são considerados os principais consumidores de sementes, podendo potencialmente dispersá-las (Forget, 1992), sendo que algumas

espécies de pequeno e médio porte como ratos, esquilos e cutias têm o hábito de estocá-las (Cintra e Horna, 1997; Cintra e Terborgh, 2000; Macedo *et al.* 2000).

Em geral, existem dois padrões de estocagem de sementes, roedores chamados “landerhoarders” estocam grandes quantidades de sementes em um único local, enquanto que os “scatterhoarders” estocam poucas sementes em vários locais (Vander-Wall, 2001). Sendo o segundo grupo mais eficiente na dispersão de sementes, uma vez que quando retornam para consumi-las, alimentam-se somente daquelas que são facilmente encontradas, o que permite que algumas sementes sobrevivam a predação (Blate *et al.* 1998; Vander-Wall, 2001). As cutias (*Dasyprocta* spp.) e esquilos (Sciuridae) são exemplos de “scatterhoarders” (Forget *et al.* 2001).

Na literatura, as informações sobre as diferenças nas taxas de predação de sementes por roedores entre os habitats de borda e interior são contraditórias. De acordo com os trabalhos de Burkey (1993), Fleury e Galetti (2006), Guglielme e Ganade (2006), à medida que se aproxima da borda florestal, há uma diminuição na predação de sementes por roedores, enquanto que Laurance (1994) e Malcolm (1994) sugerem que a predação de sementes em bordas florestais é maior devido à grande densidade de pequenos mamíferos nesse micro-habitat.

A atividade dos predadores de sementes também pode variar ao longo das estações do ano (Van-Schaik *et al.* 1993). Durante o período da seca, a escassez de recursos alimentares pode induzir predadores à investirem mais tempo na procura de alimento do que na estação chuvosa (Cintra, 1997). Consequentemente, a sobrevivência das sementes pode variar ao longo do período de frutificação (Whelan *et al.* 1991), o que justifica a importância em comparar esses padrões em períodos contrastantes do ano.

Há poucas informações sobre a remoção de sementes para o cerrado, no entanto, Ferreira (2008) observou que sementes menores foram removidas quase que exclusivamente por formigas e as maiores foram removidas por aves e roedores. O “Baru”, *Dipteryx alata* Vogel, ocorre em toda a área contínua do cerrado brasileiro (Ribeiro *et al.* 2000), seu fruto é consumido por morcegos e tem seus endocarpos depositados em pilhas após o consumo da polpa, onde pode ser secundariamente disperso e/ou predado por roedores (Macedo *et al.* 2000). Assim sendo, *D. alata* constitui um interessante modelo para estudar a relação entre dispersão primária por morcegos e destino dos endocarpos mediado por roedores após esse evento de dispersão em borda e interior de fragmentos de cerrado.

Dentro do gênero *Dipteryx*, a espécie *D. alata* é a única que ocorre ao sul da região amazônica, no cerrado (Rizzini, 1997), tendo se adaptado às condições climáticas de estações seca e chuvosa bem demarcadas, diferentemente de outras espécies amazônicas

do mesmo gênero (Ducke, 1940; Rizzini, 1997). Trabalhos sobre dispersão de sementes de espécies de *Dipteryx* foram realizados em florestas tropicais com *Dipteryx panamensis*, de ocorrência em florestas tropicais do Panamá e Costa Rica (Steven e Putz, 1984) e com *D. micrantha*, de ocorrência em Floresta Tropical da Amazônia (Cintra e Horna, 1997; Romo *et. al.* 2004). Esses estudos mostram que vários grupos de animais podem provavelmente atuar na dispersão de sementes dessas espécies, como quirópteros, primatas e carnívoros (*Nasua*) atuando como dispersores primários, e roedores como *Sciurus* e *Dasyprocta* sendo dispersores secundários ao removerem frutos depositados por morcegos sob a copa de árvores (poleiros) após o consumo da polpa.

Estudos que abordam dispersão e predação de sementes possibilitam avaliar a relação entre os processos que atuam sobre estas interações e a condição da dinâmica da comunidade de plantas em um ecossistema fragmentado (Magrath *et. al.* 2011). Logo, estudar o efeito do padrão de deposição de sementes por morcegos sobre as taxas de predação e dispersão secundária trazem esclarecimentos dessas interações e suas implicações sobre a demografia das espécies dispersas, o que possibilita compreender os processos de regeneração das comunidades arbóreas (Vander-Wall *et. al.* 2005).

Para o cerrado pouco se sabe sobre o impacto causado por agentes secundários (predadores e dispersores) sobre sementes depositadas por morcegos em áreas fragmentadas, bem como, a ação do efeito de borda sobre as taxas de predação pós-dispersão e dispersão secundária, o que justifica a necessidade desse tipo de pesquisa nesse bioma. Para estudar tal impacto, simulamos a deposição de sementes (endocarpos) de Baru por morcegos em borda e interior de remanescentes de cerrado com objetivo de avaliar o efeito de borda sobre a ação de roedores como agentes secundários na predação e dispersão desses endocarpos nas estações seca e chuvosa.

Referências Bibliográficas

AGUIRRE, L.F. 2002. Structure of a neotropical savanna bat community. Journal of Mammalogy. v.83(3), p.775-784.

AGUIRRE, L.F.; HERREL, A.; VAN DAMME, R. e MATTHYSEN, E. 2003. The implication of food hardness for diet in bats. Functional Ecology. v.17, p.201-212.

BERNARD, E. e FENTON, M.B. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. Biotropica, v.35, p.262-277.

- BLATE, G.M.; PEART, D.R. e LEIGHTON, M. 1998. Postdispersal predation on isolated seeds: a comparative study of 40 tree species in a Southeast Asian rainforest. Oikos v.82, p.522-538.
- BRANNSTROM, C.; JEPSON, W.; FILIPPI, A.M.; REDO, D.; XU, Z. e GANESH, S.. 2008. Land change in the Brazilian savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. Land Use Policy v.25: p.579-595.
- BURKEY, T.V. 1993. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. Biological Conservation, v.66, p.139-143.
- CINTRA, R. 1997. Leaf litter effects on seed and seedling predation on the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. Journal of Tropical Ecology v.13, p.709-725.
- CINTRA, R. e HORNA, V. 1997. Seed and seedling survival of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. Journal of Tropical Ecology v.13, p.257-277.
- CINTRA, R. e TERBORGH, J. 2000. Forest microspatial heterogeneity and seed and seedling survival of the palm *Astrocaryum murumuru* and legume *Dipteryx micrantha* in an Amazonian forest. Ecotropica v.6, p.77-88.
- CRAWLEY, M.J. 1992. Seed predators and plant population dynamics. In *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (M. Fenner, ed.). CAB International, Wallingford, p.167-182.
- DUCKE, A. 1940. Revision of the species of the genus *Coumarouna* Aubl. Or *Dipteryx* Schreb. Tropical Woods. Yale University, v.61, p.1-10.
- EITEN, G. 1982. Brazilian "Savannas". p.: 25-47. In: HUNTLEY, B. J. & WALKER, B. H. (Eds.) *Ecology of tropical savannas*. Berlin: Springer.
- FARIA, D. 2006. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. J. Trop. Ecol. V.22, n.531-542.
- FENTON, M.B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M.B.C.; MERRIMAN, C. OBRIST, M.K.; SYME, D.M. e ADKINS, B. 1992. Phyllostimid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. Biotropica. V.24, n.3, p.440-446.
- FERREIRA, A.V. 2008. Efeito da remoção de sementes por formigas aves e roedores no recrutamento de plântulas no cerrado. Universidade Federal de Uberlândia. p.43. Dissertação de Mestrado.
- FLEMING, T.H. e SOSA, V. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. Journal of Mammalogy, v.75, n.4, p.845-851.
- FLEURY, M. e GALETTI, M. 2006. Forest fragment size and micro habitat effect on palm seed predation. Biological Conservation, v.131, p1-13.
- FORGET, P.M. 1992. Seed removal and seed fate in *Gustavia superba* (Lecythidaceae). Biotropica, v.24, n.3, p.408-414.

- FORGET, P.M.; FEER, F.; CHAUVET, S.; JULLIOT, C.; SIMMEN, B.; BAYART, F. e PAGES-FEUILLADE, E. 2001. Post dispersal seed survival in frugivorous dispersed tree species. In FORGET, P.M.; THÉRY, M. (eds). *Nouragues: Dynamics and plant-animal interactions in a Neotropical Rainforest*. Kluwer, Dordrecht.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S. e SOSA, V.J. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. Conservation Biology. v.14, n.6, p.1693-1703.
- GORRESEN, P.M. e WILLIG, M.R. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. J. Mammal. v.85, p.688–697.
- GUGLIELME, I. e GANADE, G. 2006. Predação de sementes afetando a distribuição de indivíduos de *Araucaria angustifolia* ao longo de uma borda floresta com campo. Neotropical Biology and Conservation, v.1, n.2, p.62-71.
- HAMMOND, D.S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture. Journal of Tropical Ecology v.11, p.295-313.
- HOWE, F.H. 1989. Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. Oecologia. v.79, p.417-426.
- JANZEN, D.H. 1971. Seed predation by animal. Annual Review of Ecology and Systematics. v.2, p.465-492.
- JORDANO, P. 2000. Fruits and frugivory. In Fenner, M (ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CABI Publ., Wallingford, UK. p.125-166.
- KLINK C.A. e MACHADO R.B. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. Conserv Biol v.19, p.707–713.
- LAURANCE, W.F., 1994. Rainforest fragmentation and the structure of a small mammal communities in tropical Queensland. Biological Conservation, v.69, p.23–32.
- LOISELLE, B.A. 1990. Seeds in droppings of tropical fruit-eating birds: importance of considering seed composition. Oecologia, v.82, p.404-500.
- MACEDO, M.; FERREIRA, A.R. e SILVA, C.J. 2000. Estudos de dispersão de cinco espécies-chave em um capão no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal. Os desafios do novo milênio. Corumbá, MS. EMBRAPA. v.3, p.229-243.
- MACHADO, R.B.; RAMOS, NETO, M.B.; PEREIRA, P.; CALDAS, E.; GONÇALVES, D.; SANTOS, N.; TABOR, K. e STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International do Brasil, Brasília.
- MAGRACH, A.; GUITIÁN, J.; LARRINAGA, A.R. e GUITIÁN, J. 2011. Land-use and effects unbalance seed dispersal and predation interactions under habitat fragmentation. The Ecological Society of Japan. V.26, p.851-861.
- MALCOLM, J.R., 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. Ecology, v.75, p.2438–2445.

- MCEUEN, A.B. e CURRAN, L.M. 2006. Plant recruitment bottlenecks in temperate forest fragments: seed limitation and insect herbivory. Plant Ecol, v.184, p.297–309.
- MELLO, M.A.R.; KALKO, E.K.V. e SILVA, W.R. 2008. Movements of the bat *Sturnira lilium* and its role as a seed disperser of Solanaceae in the Brazilian Atlantic forest. Journal of Tropical Ecology, v.24, p.225-228.
- MONTIEL, S.; ESTRADA, A. e LEÓM, P. 2006. Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: Species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. J. Trop. Ecol. V.22, p.267–276.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution v.10, p.58-62.
- NOTMAN, E.; GORCHOV, D.L. e CORNEJO, F. 1996. Effect of distance, aggregation, and habitat on levels of seed predation for two mammal-dispersed neotropical rain forest tree species. Oecologia, v.106, p.221-227.
- PIZO, M.A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic forest of southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology, v.13, p.559-578.
- PIZO, M.A. e SIMÃO, I. 2001. Seed deposition patterns and the survival of seeds and seedlings of the palm *Euterpe edulis*. Acta Oecologica, v.22, p.229-233.
- PRIMAK, R.B. e RODRIGUES, E. 2001. Biologia da Conservação. Londrina, Midiograf.
- RATHCKE, B. J., e E. S. JULES. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. Current Science, v.65, p.273-277.
- RIBEIRO, J.F. e WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: Cerrado: ambiente e flora, EMBRAPA-CPAC, Planaltina, p.89-168.
- RIBEIRO, J.F.; SANO, S.M.; BRITO, M.A. e FONSECA, C.E.L. 2000. Baru (*Dipteryx alata* Vog.) Jaboticabal : Funep. p.41.
- RIZZINI, C.T. 1997. Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições LTDA. p.747.
- ROMO, M.; TUOMISTO, H. e LOISELLE, B.A. 2004. On the density-dependence of seed predation in *Dipteryx micrantha*, a bat-dispersed rain forest tree. Oecologia, v.140, p.76-85.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. e MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology, v.5, p.18-32.
- SAZIMA, I.; FISCHER, W.A.; SAZIMA, M. e FICHER, E.A. 1994. The fruit bat *Artibeus lituratus* as a forest and city dweller. Ciência e Cultura, v.46, p.164-168.
- SCHUPP, E.W. 1988. Factors affecting post-dispersal seed survival in a tropical forest. Oecologia, v.76, p.525-530.

- SERIO-SILVA, J.C. e RICO-GRAY, V. 2002. Interacting effects of forest fragmentation and howler monkey foraging on germination and dispersal of fig seeds. Oryx, v.36, n.3, p. 266-271.
- STEVEN, D. e PUTZ, F.E. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree *Dipteryx panamensis*, in Panama. Oikos, v.43, p.207-216.
- VAN SCHAIK, C.P.; TERBORGH, J.W. e WRIGHT, S.J. 1993. The phenology of tropical forests, adaptive significance, and consequences for primary consumers. Ann. Rev. Ecol. Syst., v.24, p353-377.
- VANDER WALL, S.B.; 2001. The evolutionary ecology and nut dispersal. Botanical Review, v.67, p.74-117.
- VANDER WALL, S.B.; KUHN, K.M. e BECK, M.J. 2005. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. Ecology, v.83, n.3, p.801-806.
- WHANG, B.C. e SMITH, T.B. 2002. Closing the seed dispersal loop. Trends in Ecology and Evolution. V.17, p.379-385.
- WHELAN, C.J., WILLSON, M.F., TUMA, C.A. e SOUZA-PINTO, I. 1991. Spatial and temporal patterns of postdispersal seed predation. Canadian Journal of Botany, v.69, p.428-436.
- WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VAN HORNE, B. e IMS, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. Oikos, v.66, p.369-380.
- WILLSON, M.F. e WHELAN C.J. 1990. Variation in postdispersal survival of vertebrate-dispersed seeds: effects of density, habitat, location, season, and species. Oikos, v.57, p.191-198.

**ROEDORES COMO AGENTES SECUNDÁRIOS NA REMOÇÃO DE ENDOCARPOS DE
“BARU” (*DIPTERYX ALATA VOGEL*) EM BORDA E INTERIOR DE FRAGMENTOS DE
CERRADO.**

REMOÇÃO SECUNDÁRIA DE *DIPTERYX ALATA* POR ROEDORES.

Marcos José Wolf^{a*} e José Ragusa-Netto^b

^aPrograma de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, Av. Costa e Silva – Universitário, 79070-900, Campo Grande, Brasil.

*e-mail: marcos.jwolf@hotmail.com

^bDepartamento de Ciências Naturais, Campus de Três Lagoas, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Ranulpho Marques Leal, 3484, CP 210, CEP 79610-100, Três Lagoas, MS, Brasil.

(Com 7 figuras)

Palavras chave: Efeito de borda, Sazonalidade, Dispersão de sementes, Predação de sementes, *Dipteryx alata*.

Key-words: Edge effect, Seasonality, Seed dispersal, Seed predation, *Dipteryx alata*.

RESUMO

ROEDORES COMO AGENTES SECUNDÁRIOS NA REMOÇÃO DE ENDOCARPOS DE “BARU” (*DIPTERYX ALATA VOGEL*) EM BORDA E INTERIOR DE FRAGMENTOS DE CERRADO. Os processos de predação pós-dispersão e dispersão secundária de sementes são importantes por influenciarem na estrutura de comunidades vegetais. Ambientes de borda e interior possuem comunidades de predadores dissimilares, o que implica em pressões distintas sobre as sementes. O “Baru” *Dipteryx alata* Vogel tem seus endocarpos depositados em pilhas por morcegos sob seus abrigos de alimentação onde são secundariamente dispersos ou predados por roedores. Este estudo objetivou avaliar o efeito de borda sobre a remoção de endocarpos de *D. alata* por agentes secundários em três fragmentos de cerrado nas estações seca e chuvosa. Para tanto, simulamos a deposição de endocarpos de “Baru” em pilhas dispostas em trilhas na borda e interior de três fragmentos de cerrado em períodos climáticos contrastantes do ano, e analisamos as proporções de dispersão e predação por roedores. As diferenças entre a detecção das pilhas de endocarpos foram avaliadas através de tabela de contingência. As variáveis dos destinos das sementes em cada habitat e estação foram comparadas através de análise de variância com dois fatores (two way ANOVA). As distâncias de dispersão foram analisadas através do teste de Kuskal-Wallis. A detecção das pilhas diferiu significativamente entre os habitats de borda e interior e entre as estações seca e chuvosa, sendo maiores no interior bem como na estação chuvosa. As proporções dos destinos dos endocarpos nos três remanescentes diferiram significativamente entre os habitats de borda e interior, sendo altas nos interiores e baixas nas bordas. A proporção de endocarpos dispersos foi maior na estação seca enquanto que na estação chuvosa a proporção de endocarpos predados foi maior. As distâncias de dispersão foram significativamente maiores nos habitats de interior, bem como na estação chuvosa. Nossos resultados mostram que os efeitos de borda quanto a sazonalidade estão influenciando nos processos de predação pós-dispersão e dispersão secundária nos remanescentes de cerrado estudados. Dessa forma, a dispersão de endocarpos de *D. alata* nos habitats de borda fica restrita apenas a dispersão primária por morcegos.

ABSTRACT

RODENTS AS SIDE AGENTS IN REMOVAL ENDOCARPS OF DIPTERYX ALATA VOGEL ON EDGE AND INTERIOR OF BRAZILIAN CERRADO FRAGMENTS. The post-dispersal predation processes and secondary seed dispersal are important because they influence in the structure of plant communities. Edge and interior environments have dissimilar predators communities, which implies different pressures on the seeds. *Dipteryx alata* has its endocarps deposited in piles by bats under his power shelters where they are secondarily dispersed or predated by rodents. This study aimed to evaluate the edge effect on the removal of *D. alata* endocarps by secondary agents in three cerrado fragments in contrasting seasonal stations. Therefore, we simulated the deposition of endocarps of *D. alata* in piles arranged in tracks on the edge and inside of three cerrado fragments in contrasting climatic periods of the year, and we analyze the proportions of dispersal and predation by rodents. The differences between the detection of endocarps cells were assessed using contingency table. The variables of the destinations of seeds in each habitat and season were compared using analysis of variance with two factors (two-way ANOVA). The dispersal distances were analyzed using the Kruskal-Wallis test. The detection of piles differ significantly between forest edges and within and between the dry and rainy seasons, being higher inside as well as in the rainy season. The proportions of the destinations of the three remaining endocarps differ significantly between the forest edges and interior, with high and low on the inner edges. The proportion of dispersed endocarps was higher in the dry season while in the rainy season the proportion of preyed endocarps was higher. The dispersal distances were significantly higher in indoor habitats, as well as in the rainy season. Our results show that the effects of edge as seasonality are influencing the post-dispersal predation processes and secondary dispersion in the studied cerrado fragments. Thus, the dispersion of *D. alata* endocarps in edge habitat is restricted to primary dispersal by bats.

INTRODUÇÃO

Muitos estudos têm provado que a dispersão de sementes por animais é um processo importante para a diversidade de plantas em ecossistemas fragmentados (Galindo-González *et al.* 2000; McEuen e Curran, 2006). Além disso, a predação pós-dispersão pode atuar como um filtro sobre a “sombra de sementes”, modificando a densidade e a distribuição das sementes e, por fim, o estabelecimento de plântulas (Pizo, 1997). A predação pós-dispersão e a dispersão secundária de sementes podem ser afetadas por múltiplos fatores tais como, o tamanho da semente, a cobertura do solo (Reader, 1993), a densidade (Hulme, 1994), a presença ou ausência de determinados predadores (Ferreira, 2008), a localização em relação a planta-mãe (Bustamante e Simonetti, 2000) ou habitats como bordas e interiores (Fleury e Galetti, 2006).

O processo de desmatamento em áreas florestais leva a formação de fragmentos isolados que funcionam como “ilhas” de mata cercadas por habitats não florestados (Saunders *et al.* 1991). A formação de uma borda florestal resulta em alterações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do ecossistema, como disponibilidade energética e fluxo de organismos entre tais ambientes (Wiens *et al.* 1993). De maneira geral, estas modificações nas áreas mais externas dos fragmentos florestais, geradas pelo contato com a matriz, são chamadas “efeitos de borda” (Murcia, 1995; Primak e Rodrigues, 2001). Conseqüentemente há uma redução da abundância local de espécies e um aumento do isolamento entre as populações, que em conjunto com as mudanças ambientais, afetam muitos processos ecológicos das populações e comunidades (Rathcke e Jules, 1993).

Muitas espécies de morcegos persistem em paisagens fragmentadas (Aguirre 2002; Aguirre *et al.* 2003; Fenton *et al.* 1992), sendo que as espécies frugívoras são mais abundantes que outros frugívoros como primatas e aves de dossel em habitats perturbados (Gorresen e Willig, 2004; Faria, 2006; Montiel *et al.* 2006). Nesses locais, morcegos frugívoros dispersam sementes por suas rotas de forrageio, bem como em seus abrigos de alimentação, sendo que as sementes pequenas são depositadas durante o vôo pelas fezes, enquanto que sementes grandes são depositadas sob os abrigos após o consumo da polpa (Sazima *et al.* 1994; Galindo-González *et al.* 2000). Dessa forma, morcegos frugívoros desempenham um papel importante na dispersão de sementes, contribuindo consideravelmente para a recuperação de áreas degradadas (Galindo-González *et al.* 2000).

O acúmulo de sementes depositadas por morcegos sob abrigos de alimentação resulta em pilhas com densidades variadas, além disso, em ambientes onde há grande diversidade de recursos, bem como em épocas em que houver maior abundância de frutos, uma única pilha pode apresentar sementes de mais de uma espécie vegetal (Howe, 1989; Galindo-González *et al.* 2000; Romo *et al.* 2004). Sementes acumuladas em pilhas são mais facilmente detectadas por predadores do que sementes dispersas individualmente (Janzen, 1971), o que pode afetar consideravelmente a taxa de sobrevivência das mesmas (Vander Wall *et al.* 2005).

Em regiões tropicais e temperadas os roedores são tidos como principais predadores de sementes (Ferreira, 2008), sendo que espécies de pequeno e médio porte como ratos, esquilos e cutias têm o hábito de estocá-las (Cintra e Horna, 1997; Cintra e Terborgh 2000; Macedo *et al.* 2000). Quando retornam para consumi-las, alimentam-se somente daquelas que são facilmente encontradas, o que permite que algumas sementes sobrevivam à predação (Blate *et al.* 1998).

Em ambientes fragmentados, a extinção local de animais de topo de cadeia pode provocar um aumento na abundância de pequenos predadores de sementes, o que resulta em uma menor taxa de sobrevivência destas (Chauvet e Forget, 2005; Forget e Cuijpers, 2008). Além disso, quanto mais distante da borda, maior o índice de predação de sementes devido ao equilíbrio da densidade das espécies granívoras e à possibilidade para estas de esconderijos contra predadores longe da borda florestal (Burkey, 1993; Fleury e Galetti, 2006; Guglielme e Ganade, 2006).

A atividade dos predadores de sementes também pode variar ao longo das estações do ano (Van Schaik *et al.* 1993). De acordo com Cintra (1997), durante o período da seca, a escassez de recursos alimentares pode induzir predadores a investirem mais tempo na procura de alimento do que na estação chuvosa. Consequentemente, a sobrevivência das sementes pode variar ao longo do período de frutificação (Whelan *et al.* 1991), o que justifica a importância em comparar esses padrões em períodos contrastantes do ano.

Estudos que abordam dispersão e predação de sementes possibilitam avaliar a relação entre os processos que atuam sobre estas interações e a condição da dinâmica da comunidade de plantas em um ecossistema fragmentado (Magrath *et al.* 2011). Logo, estudar o efeito do padrão de deposição de sementes por morcegos sobre as taxas de predação e dispersão secundária trazem esclarecimentos dessas interações e suas implicações sobre a demografia das espécies dispersas, o que possibilita compreender os processos de regeneração das comunidades arbóreas (Van der Wall *et al.* 2005).

O “Baru”, *Dipteryx alata* Vogel (Fabaceae), ocorre em toda a área contínua do Cerrado brasileiro (Ribeiro *et. al.* 2000), é consumido por morcegos e tem seus endocarpos depositados em pilhas após o consumo da polpa, onde pode ser secundariamente disperso e/ou predado por roedores (Macedo *et. al.* 2000). Assim sendo, *D. alata* constitui um interessante modelo para estudar a relação entre dispersão primária por morcegos e destino dos endocarpos mediado por roedores após esse evento de dispersão em borda e interior de fragmentos de cerrado.

Para o cerrado pouco se conhece sobre a ação do efeito de borda sobre as taxas de predação pós-dispersão e dispersão secundária por roedores. Dessa forma, o presente estudo é uma contribuição para compreender como os efeitos de borda afetam as interações e conseqüentemente a demografia e restauração de áreas degradadas no bioma.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em três grandes remanescentes de cerrado denso localizados no município de Três Lagoas/MS (Fazenda São Matheus 20°27'33" S, 51°38'36" O, 594 ha; Fazenda Rodeio 20°47'09" S, 51°47'24" O, 719 ha; Fazenda Bom Jardim 20°30'40.8" S, 52°31'49"O, 652 ha) (figura 1.). Os fragmentos estão inseridos em uma matriz formada por pastagens e estão isolados entre eles pelas seguintes distancias: Bom Jardim – São Matheus: 92 km; São Matheus – Rodeio: 39 km; Rodeio – Bom Jardim 82 km.

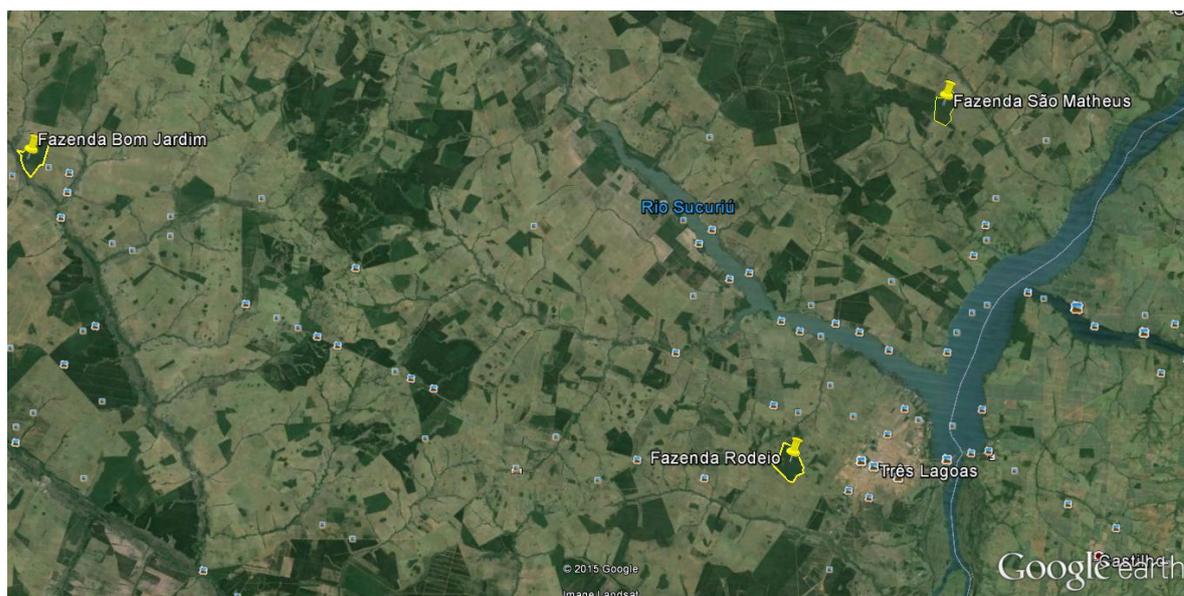


Figura 1. Imagem mostrando a localização dos remanescentes estudados (Marcadores amarelos). (fonte: Google Earth.)

A precipitação na região fica em torno de 1400 mm/ano. As temperaturas mais baixas ocorrem em junho e julho e as mais elevadas em dezembro. Segundo a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw, com duas estações geralmente bem definidas, sendo de abril a outubro a estação seca, e de novembro a março a estação chuvosa.

No presente trabalho, simulamos a dispersão de endocarpos de “Baru” (*D. alata*) provocada por morcegos, gerando experimentalmente conjuntos (pilhas) de 15 endocarpos, com a finalidade de investigar como os roedores podem afetar o destino dessas sementes. Em observações sobre poleiros naturais, encontramos pilhas de endocarpos com densidades variadas, sendo que o número médio foi de 15 endocarpos. Além disso, em projeto piloto constatamos que em pilhas com densidade a partir de 15 endocarpos ocorreram todos os eventos de remoção (dispersão, predação e estocagem). Dessa forma optamos por utilizar o número de 15 endocarpos em cada pilha experimental.

Os frutos de *D. alata* foram coletados quando maduros com o auxílio de um podão e tiveram suas polpas removidas com ralador. Os endocarpos foram então submersos em água para que fossem descartados os flutuantes por possível inviabilidade causada por fungos ou desenvolvimento inadequado do embrião. Para padronizar o tamanho dos endocarpos, selecionamos apenas os que possuíam comprimento entre quatro e cinco centímetros.

Do total selecionado para o experimento, escolhemos uma amostra aleatória de 30 endocarpos dos quais obtivemos as médias das seguintes medidas: massa=15,6±2,14 g; comprimento: 46,4±3,90 mm; largura: 34,86±1,77 mm; espessura: 20,86±0,93 mm. Para marcação dos endocarpos, produzimos um furo de 3 mm de diâmetro em uma das extremidades de modo a não danificar a semente. Nesse furo foi preso um fio de aço inox de 100 x 0,45 mm e no fio foi anexada uma fita de cetim branca de 600 x 3 mm (Figura 2). A marcação foi utilizada para auxiliar no monitoramento dos endocarpos depositados nas pilhas experimentais. O fio de aço foi uma estratégia para dificultar que a fita fosse cortada pelos roedores.



Figura 2. Marcação de endocarpo de *D. alata* por meio de uma fita de cetim branca de 600 x 3 mm presa à um fio de aço inox de 100 x 0,45 mm incorporado ao endocarpo através de um furo de 3 mm de diâmetro.

Estabelecemos duas trilhas em cada fragmento de cerrado, sendo uma na borda (distanciada dez metros do limite do fragmento, no sentido da borda para o interior) e outra no interior (distanciada no mínimo 300 metros do limite do fragmento) (Figura 3.). Em cada trilha foram dispostas 15 pilhas de endocarpos distanciadas 30 metros uma da outra. Dessa forma, utilizamos 450 endocarpos em cada remanescente. Cada pilha foi assumida como réplica independente, pois essa distância previne a ocorrência de pseudoreplicação (e.g. Chauvet e Forget, 2005, Forget *et al.* 1998).

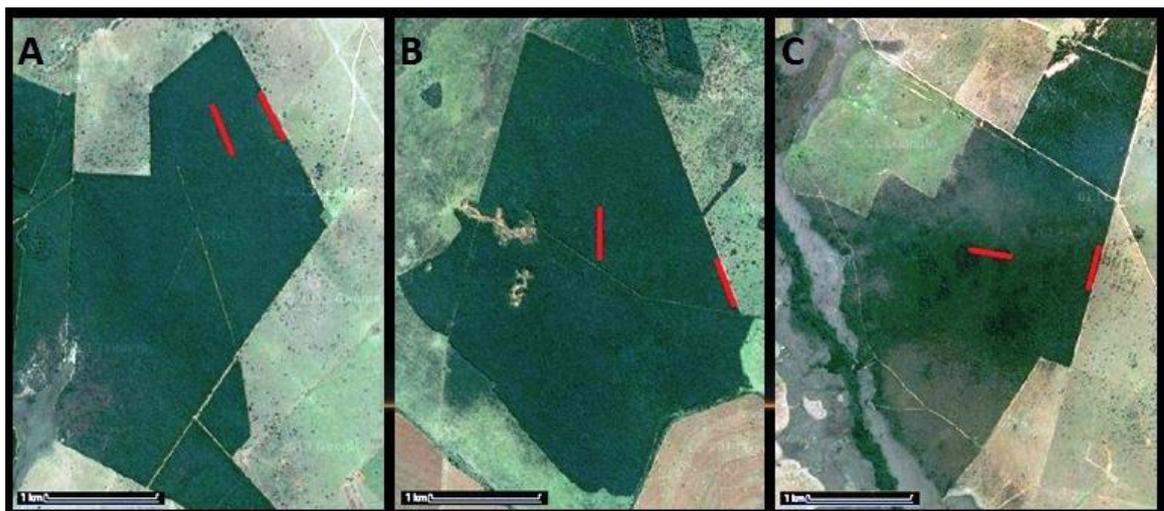


Figura 3. Fragmentos estudados (A: Fazenda São Matheus, B: Fazenda Rodeio e C: Fazenda Bom Jardim) e localização das trilhas (representadas pelas linhas em vermelho) na borda e interior de cada remanescente.

No cerrado, os morcegos frugívoros utilizam árvores com folhagem densa para se abrigar enquanto se alimentam. Dessa forma, posicionamos as pilhas de endocarpos sob a copa de árvores (marcadas com placas numeradas) com essa característica (Figura 4). Quando havia indivíduos de *D. alata* em frutificação, as pilhas de endocarpos foram montadas no mínimo à 100m de distância destes, de modo a evitar que a oferta de frutos produzidos por estes indivíduos influenciasse nas taxas de remoção das pilhas experimentais.



Figura 4. Pilha de endocarpos de *D. alata* posicionada sob a copa de uma árvore com folhagem densa.

Considerando a influência da sazonalidade sobre a disponibilidade de recursos e consequentemente sobre as taxas de remoção dos endocarpos, realizamos o experimento em períodos contrastantes do ano (seca-agosto e chuvas-novembro) quanto à disponibilidade de recursos alimentares.

Na estação seca a montagem do experimento em campo (disposição das pilhas de endocarpos no interior e borda dos remanescentes) foi realizada nos dias 29/08/2013 no fragmento da fazenda Bom Jardim, 30/08/2013 no fragmento da fazenda São Matheus e 31/08/2013 no fragmento da fazenda Rodeio. Na estação chuvosa a montagem do experimento foi realizada nos dias 15/11/2013 no fragmento da fazenda Bom Jardim, 14/11/2013 no fragmento da fazenda São Matheus e 13/11/2013 no fragmento da fazenda Rodeio. Em cada remanescente o destino dos endocarpos foi conferido 30 dias após a montagem do experimento. Os índices pluviométricos referentes aos períodos dos experimentos foram obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet, 2013).

Os endocarpos foram procurados num raio de 10 metros em relação à pilha (Forget, 1992), e quando localizados, a distancia entre o ponto em que foram encontrados e a pilha foi mensurada com uma trena. Quanto ao destino, os endocarpos foram classificados nas categorias: a) predação - os endocarpos encontrados abertos ou quebrados, com indícios de consumo das sementes; b) dispersão - os endocarpos encontrados intactos dentro do raio de dez metros foram considerados como dispersos; c) estocagem - aqueles encontrados sob a serrapilheira ou enterrados foram tratados como estocados para consumo posterior; d) intactos - os endocarpos que permaneceram intactos nas pilhas experimentais; e) perdidos - os endocarpos que não foram localizados no raio de dez metros das pilhas ou cuja fita de cetim foi encontrada sozinha.

Para avaliar as diferenças entre a detecção das pilhas de endocarpos nos habitats de borda e interior, utilizamos a análise de tabela de contingência. Consideramos como detectadas todas as pilhas em que ocorreu remoção de pelo menos um endocarpo. As variáveis dos destinos das sementes em cada habitat e estação foram comparadas através de análise de variância com dois fatores (two way ANOVA). As proporções de endocarpos em cada categoria foram transformadas (raiz quadrada do arco seno) antes das análises no intuito de reduzir a heterocedasticidade e obter distribuição normal (Sokal e Rohlf, 1981). As distâncias de dispersão foram analisadas através do teste de Kuskal-Wallis.

RESULTADOS

Os índices pluviométricos obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet, 2013) mostraram uma marcante sazonalidade no regime de chuvas na região estudada, sendo que no período do experimento da estação seca foram registrados apenas 19 mm, enquanto que no período do experimento da estação chuvosa registrou-se 193,2 mm.

A marcação possibilitou a localização de grande parte dos endocarpos utilizados no experimento. Na estação seca, apenas 4,7% dos endocarpos não foram encontrados, enquanto que na estação chuvosa não localizamos 31% dos endocarpos. Observamos várias tocas dentro do raio de busca, dessa forma, assumimos que os endocarpos perdidos tenham sido levados para as tocas e predados posteriormente.

Na estação seca, todos os endocarpos localizados estavam dentro do raio de 10 metros, porém, na estação chuvosa observamos um aumento nas distâncias de dispersão, dessa forma, ampliamos o raio de busca para 15 metros. O teste de Kuskal-Wallis mostrou

que as distâncias de dispersão diferiram significativamente entre as estações seca e chuvosa e também diferiram significativamente entre os habitats de borda e interior na estação seca ($P=4,456E-14$, $H=65,11$), porém não houve diferenças significativas entre as distâncias de dispersão na borda e interior na estação chuvosa.

Na estação seca a média das distâncias de dispersão no interior dos remanescentes foi de $5,3\pm 2,46$ m sendo que a menor distância foi de 0,3 m e a maior foi de 10 m. Na borda a média das distâncias de dispersão foi de $1,26\pm 0,93$ m com a distância mínima de 0,3 m e a máxima de 3,5 m. Na estação chuvosa 18,5% dos endocarpos dispersos foram encontrados além do raio de 10 m sendo que a média das distâncias de dispersão no interior foi de $7,7\pm 5,14$ m com a menor distância de 0,25 m e a maior de 16 m. Na borda a média das distâncias de dispersão foi de $8,8\pm 5,66$ m, com a menor distância de 0,2 m e a maior de 15 m.

Na estação seca não houve remoção de endocarpos nas pilhas montadas no remanescente da Fazenda Bom jardim, dessa forma, não utilizamos os dados desse experimento nas análises estatísticas.

A análise geral dos dados através da tabela de contingência mostrou que a detecção das pilhas diferiu significativamente ($H=1,4485$; $P=0.020039$) entre os habitats de borda e interior e entre as estações seca e chuvosa. Na estação seca os roedores detectaram 90% das pilhas montadas no interior e apenas 26,6% das pilhas posicionadas na borda. Na estação chuvosa a detecção de pilhas aumentou para 100% no interior e 55,5% na borda (Figura 5).

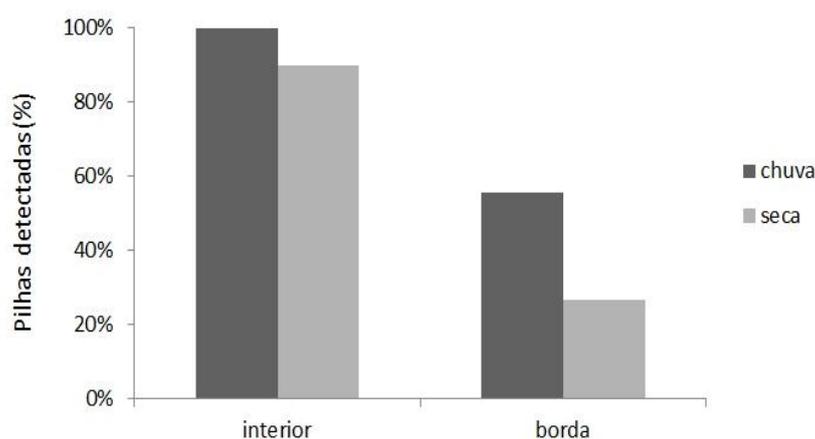


Figura 5. Porcentagem de pilhas de endocarpos de *D. alata* detectadas pelos roedores no interior e na borda dos fragmentos nas estações seca e chuvosa.

Do total de endocarpos montados inicialmente nas pilhas nas duas estações, 154 foram encontrados predados, 34 foram encontrados dispersos e 506 foram estocados. Devido ao baixo número de endocarpos dispersos e pelo fato de estocagem também ser uma forma de dispersão, agrupamos os endocarpos dispersos e estocados em uma única categoria (dispersos) para realizar todas as análises estatísticas. Na estação chuvosa, alguns dos endocarpos estocados se encontravam em início de germinação.

A análise geral das proporções dos destinos dos endocarpos nos três remanescentes pela “two way ANOVA” mostrou diferenças significativas entre os habitats de borda e interior (Dispersão: $P=3,96E-11$; Predação: $P=7,61E-12$; Intactos: $P=9,305E-21$). Ao comparar as proporções dos destinos dos endocarpos entre as estações, apenas a dispersão não diferiu significativamente entre as épocas seca e chuvosa (Dispersão: $P=0,8255$; Predação: $P=1,97E-06$; Intactos: $P=5,64E-05$) (Figura 6).

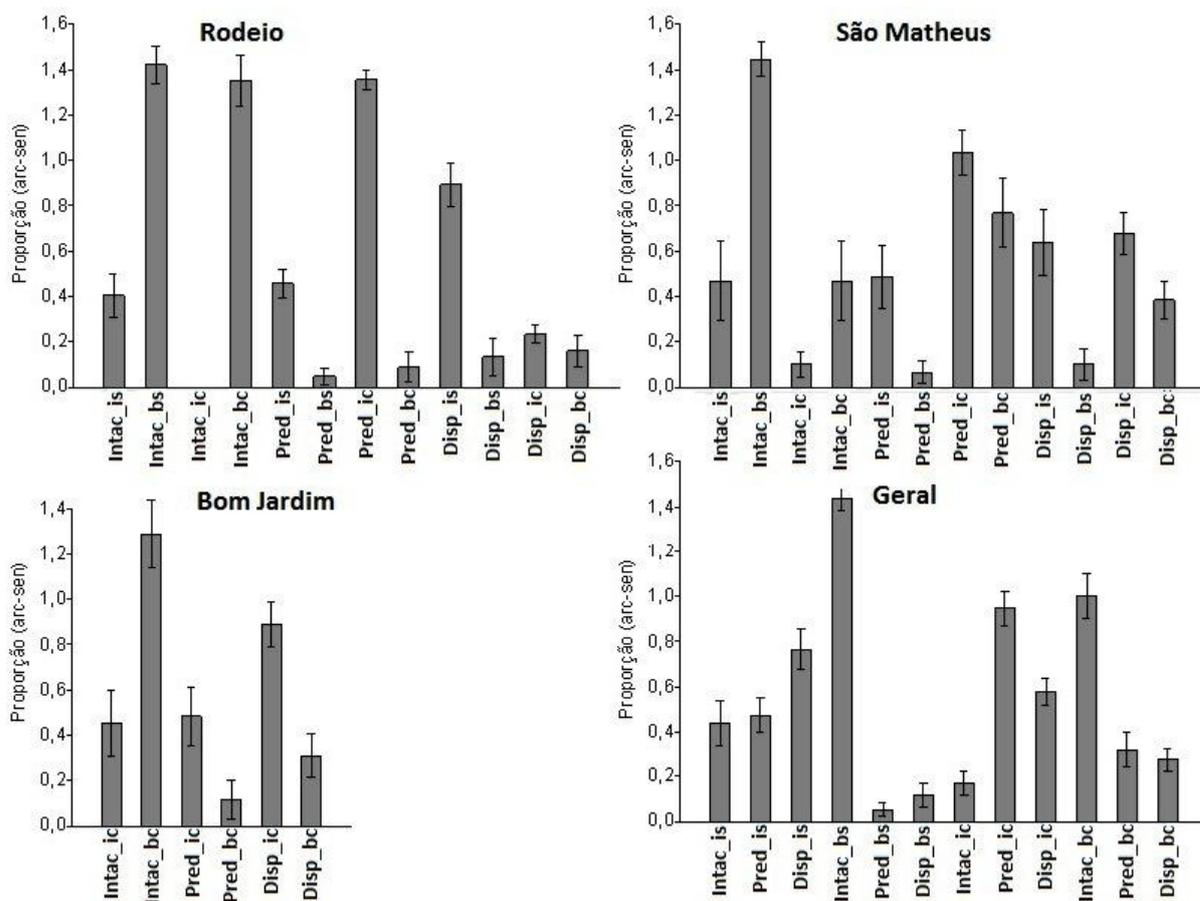


Figura 6. Proporções (Arco-sen) dos destinos dos endocarpos na borda e interior dos remanescentes na estação seca e chuvosa. Legenda: **Intac.**: endocarpos que permaneceram intactos nas pilhas experimentais; **Pred.**: endocarpos encontrados abertos ou quebrados, com indícios de consumo das sementes; **Disp.**: endocarpos encontrados dispersos e/ou estocados; **is**: hábitat de interior na estação seca; **bs**: hábitat de borda na estação seca; **ic**: hábitat de interior na estação chuvosa; **bc**: hábitat de borda na estação chuvosa

A análise das proporções dos destinos dos endocarpos de cada remanescente pela two way ANOVA também mostrou diferenças significativas entre os habitats de borda e interior (Fazenda Rodeio: Dispersão: $P=9,20\text{-}E07$, Predação: $P=1,14\text{-}E-22$, Intactos: $P=4,77\text{-}E-20$; Fazenda São Matheus: Dispersão: $P=0,00015$, Predação: $P=0,00437$, Intactos: $P=4,73\text{-}E-06$; Fazenda Bom Jardim: Dispersão: $P=8,46\text{-}E05$, Predação: $P=0,002237$, Intactos: $P=0,00016$). Nos três remanescentes as proporções de dispersão e predação dos endocarpos foram altas nos interiores e baixas nas bordas (Figura 6).

A análise dos destinos dos endocarpos entre as estações no remanescente da Fazenda Rodeio pela two way ANOVA mostrou diferenças significativas entre as épocas seca e chuvosa (Dispersão: $P=0,0001037$, Predação: $P=2,20\text{-}E-12$, Intactos: $P=0,006571$), no interior a dispersão foi alta na estação seca (53,7%) e baixa na chuvosa (7,5%), na borda a dispersão foi de 5,7% na estação seca e 8% na chuvosa, já as proporções de predação foram mais baixas na estação seca e altas na estação chuvosa tanto no interior (seca=23,1%, chuva=92,4%) quanto na borda (seca=1,7%, chuva=4%).

No remanescente da fazenda São Matheus, apenas as proporções de dispersão não diferiram significativamente entre a estação seca e chuvosa (Dispersão: $P=0,1175$), entretanto, a dispersão foi mais alta na estação seca (interior=41,3%, borda=4,4%) e mais baixa na chuvosa (interior=35,5%, borda=20%). As proporções de endocarpos predados e intactos diferiram significativamente entre as estações (Predação: $P=1,68\text{-}E-06$, Intactos: $P=4,73\text{-}E-06$), tanto no interior quanto na borda, a predação foi alta na estação chuvosa (interior=59,11%, borda=46,6%) e baixa na estação seca (interior=28,8%, borda=2,2%). Para o remanescente da fazenda Bom Jardim não foi possível realizar a análise dos destinos dos endocarpos entre as estações devido a ausência de remoção na estação seca.

Entre os endocarpos predados, encontramos diferenças nos padrões das marcas de predação. Observamos que em pilhas onde a proporção de estocagem foi maior e a predação foi baixa, na maioria das vezes as marcas dos incisivos deixadas nos endocarpos eram menores que três milímetros e o orifício causado pelo roedor para retirada da semente variava de 10 a 17 mm de largura, enquanto que em pilhas onde a proporção de predação foi maior e a de estocagem foi baixa, as marcas dos incisivos tinham aproximadamente quatro milímetros e a abertura produzida para retirada da semente variava de 20 a 26 mm de largura (Figura 7).



Figura 7. Endocarpos predados por roedores. À esquerda endocarpos com indícios de predação por pacas (orifícios de abertura medindo em torno de 20 a 26 mm de largura e marcas de incisivos em torno de quatro milímetros). À direita endocarpos com marcas de predação por cutias (orifícios em torno de 10 a 17 mm e marcas de incisivos inferiores a três milímetros).

DISCUSSÃO

Muitos estudos mostram que cutias geralmente dispersam sementes dentro de um raio de cinco metros da planta-mãe ou estação experimental de sementes (Silva e Tabarelli, 2001; Peres e Baider, 1997; Forget, 1990), entretanto alguns autores relataram que elas podem ocasionalmente carregar sementes por vinte, trinta e até duzentos metros da fonte (Peres e Baider, 1997; Peres e Baider, 1997; Hallwachs, 1986). Contudo, é provável que os endocarpos perdidos tenham sido levados para o interior de tocas e predados posteriormente, uma vez que localizamos várias tocas dentro do raio de busca e por muitas vezes encontramos endocarpos estocados próximos à entrada das mesmas, o que sugere que os roedores presentes no local podem também ter levado endocarpos para o interior dessas tocas.

Nos fragmentos estudados, as espécies de roedores especializadas em abrir os endocarpos lenhosos e resistentes de *D. alata* para consumir as sementes são as cutias (*Dasyprocta azarae* Lichtenstein, 1823) e pacas (*Cuniculus paca* Brisson, 1762). Em pilhas onde a proporção de predação foi maior e a de estocagem foi baixa as marcas dos incisivos deixadas nos endocarpos, bem como, o orifício causado pelo roedor para retirada da semente eram maiores do que as marcas deixadas nos endocarpos de pilhas onde a proporção de estocagem foi maior e a predação foi baixa.

Essas evidências sugerem que pacas e cutias foram responsáveis pela remoção de endocarpos no experimento, uma vez que marcas de incisivos deixadas por pacas adultas

possuem largura igual ou superior a quatro milímetros e marcas com larguras inferiores podem ser atribuídas às cutias e pacas juvenis (Beck-King e Von-Helversen, 1999). Além disso, pacas são consideradas predadoras de grandes sementes (Zucaratto *et al.* 2010), enquanto que as cutias tem o hábito de estocar sementes para consumo posterior (Smythe, 1978; Henry, 1999).

As variações nas proporções dos destinos dos endocarpos entre os três remanescentes estudados podem ser resultantes da intensa fragmentação do cerrado nas ultimas décadas associada à vasta composição florística deste bioma (Myers *et al.* 2000). O que pode resultar em diferenças qualitativas e quantitativas na oferta de recursos, e densidades de predadores de sementes dissimilares entre os três remanescentes (Forget, 1990; Galetti *et al.* 2006; Forget e Cuijpers, 2008). No entanto, nossos resultados mostram que no geral há diferenças nas proporções dos eventos de remoção entre os habitats de borda e interior e entre as estações.

A maior proporção dos eventos de remoção no interior dos remanescentes revela que esses habitats possuem maior abundância de pacas e cutias em relação aos habitats de borda, mostrando que os efeitos de borda estão influenciando nos processos de predação pós-dispersão e dispersão secundária nos habitats de borda das áreas de cerrado estudadas. Dessa forma, a dispersão de endocarpos de *D. alata* nos habitats de borda fica restrita apenas a dispersão primária por morcegos.

Alguns trabalhos mostram que quanto mais distante da borda, maior o índice de predação de sementes devido ao equilíbrio da densidade das espécies predadoras de sementes e a possibilidade para estas de esconderijos contra predadores longe da borda florestal (Burkey, 1993; Fleury e Galetti, 2006; Guglielme e Ganade, 2006). Além disso, a extinção local de animais de topo de cadeia em ambientes fragmentados provoca um aumento na abundância de predadores de sementes, o que resulta em uma menor taxa de sobrevivência destas sementes (Chauvet e Forget 2005; Forget e Cuijpers 2008).

No presente estudo, encontramos altas proporções de estocagem na estação seca e de predação na estação chuvosa. O mesmo padrão também foi observado no Rio Grande do Sul com *Dasyprocta azarae* (Ribeiro e Vieira, 2013). Essa variação pode ser explicada pelo fato de que a oferta de frutos no cerrado é determinada pelas variações na sazonalidade, proporcionando picos de produção de frutos secos na estação seca (Terborgh, 1986; Ragusa-Netto, 2006) e frutos carnosos na estação chuvosa (Batalha e Mantovani, 2000). Consequentemente, cutias e pacas podem alterar suas dietas conforme a variação na oferta de recursos decorrente da sazonalidade (Smythe, 1978; Henry, 1999; Zucaratto *et al.* 2010).

Quando os recursos são mais abundantes no ambiente, as cutias passam a estocar o excedente para consumo posterior (Smythe, 1978; Henry, 1999). Provavelmente as altas proporções de estocagem de endocarpos de *D. alata* na estação seca estejam relacionadas com a maior oferta de frutos secos nesse período. Enquanto que as altas proporções de predação na estação chuvosa podem estar ligadas à fase reprodutiva, uma vez que roedores dasiproctídeos se reproduzem sempre em épocas de maiores ofertas de recursos (Henry, 1994), o que resulta em uma maior demanda na quantidade de alimento para suprir os gastos energéticos envolvidos nos processos reprodutivos (McWilliams, 2009).

Dipteryx alata apresenta frutos desenvolvidos em praticamente o ano todo com picos de frutificação na estação seca (Oliveira e Sigrist, 2008). Entretanto, as maiores distâncias de dispersão na estação chuvosa, bem como, a germinação de alguns endocarpos estocados mostram que, apesar das altas proporções de predação, a estação chuvosa favorece o estabelecimento de plântulas de *D. alata* no cerrado, uma vez que a dispersão da semente para longe da pilha resulta num aumento da sobrevivência das mesmas (Janzen, 1970; Connell, 1971).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIRRE, L.F. 2002. Structure of a neotropical savanna bat community. Journal of Mammalogy. 83(3): 775-784.
- AGUIRRE, L.F.; HERREL, A.; VAN DAMME, R. e MATTHYSEN, E. 2003. The implication of food hardness for diet in bats. Functional Ecology. 17, 201-212.
- BATALHA, M.A. e MANTOVANI, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pe-de-Gigante reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): A comparison between the herbaceous and woody floras. Revista Brasileira de Biologia. v.60(1), p.129-145.
- BECK-KING, H. e VON-HELVENSEN, O. 1999. Home range, population density, and food resources of Agouti paca (Rodentia, Agoutidae) in Costa Rica: A study using alternative methods. Biotropica. 31(4):675-685.
- BIERREGAARD, R.O. Jr.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS A.A. e HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. BioScience. 42:859-866
- BLATE, G.M.; PEART, D.R. e LEIGHTON, M. 1998. Postdispersal predation on isolated seeds: a comparative study of 40 tree species in a Southeast Asian rainforest. Oikos 82:522-538.

- BURKEY, T.V. 1993. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. Biological Conservation, v.66, p.139-143.
- BUSTAMANTE, R.O e SIMONONETTI, J.A. 2000. Seed predation and seedling recruitment in plants: The effect of the distance between parents. Plant Ecol. v.147, p.173-183.
- CHAUVET, S. e FORGET, P.M. 2005. Edge effects on post-dispersal seed removal in a fragmented rain forest in French Guiana. Journal of Tropical Ecology. v.21, p.113-116.
- CINTRA, R. 1997. Leaf litter effects on seed and seedling predation on the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. Journal of Tropical Ecology 13:709-725.
- CINTRA, R. e HORNA, V. 1997. Seed and seedling survival of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. Journal of Tropical Ecology. v.13, p.257-277.
- CINTRA, R. e TERBORGH, J. 2000. Forest microspatial heterogeneity and seed and seedling survival of the palm *Astrocaryum murumuru* and legume *Dipteryx micrantha* in an Amazonian forest. Ecotropica v.6, p.77-88.
- CONNELL J.H., 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: Boer PJ den, Gradwell GR (eds) Dynamics of Populations. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, p.298-312.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; PAYNE, G.W.; VAN ELSWIJK, M. 2000. Microclimate gradients across a forest edge. New Zealand Journal of Ecology. v.24, p.111-121.
- DIDHAN, R.K. e LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica. v.31, p.17-30.
- FARIA, D. 2006. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. J. Trop. Ecol. v.22, p.531-542.
- FENTON, M.B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M.B.C.; MERRIMAN, C. OBRIST, M.K.; SYME, D.M. e ADKINS, B. 1992. Phyllostimid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. Biotropica. v.24(3), p.440-446.
- FLEURY, M. e GALETTI, M. 2006. Forest fragment size and micro habitat effect on palm seed predation. Biological Conservation, v.131, p1-13.
- FERREIRA, A.V. 2008. Efeito da remoção de sementes por formigas aves e roedores no recrutamento de plântulas no cerrado. Universidade Federal de Uberlândia. p.43. Dissertação de Mestrado.
- FORGET, P.M. 1990. Seed – dispersal of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae) by caviomorph rodents in French Guiana. Journal of Tropical Ecology, v.6, p. 459-468.
- FORGET, P.M. 1992. Seed removal and seed fate in *Gustavia superba* (Lecythidaceae). Biotropica, v.24, n.3, p.408-414.
- FORGET, P.M. e CUIJPERS, L. 2008. Survival and Scatterhoarding of frugivores-dispersed seeds as a function of forest disturbance. Biotropica. v.40(3), p.380-385.

- FORGET, P.M.; MILLERON, T. e FEER, F. 1998. Patterns in Post-dispersal seed removal by neotropical rodents and seed fate relation to seed size. In: NEWBERY, D.M.; PRINS, H.H.T. e BROWN, N.D. Dynamics of tropical Communities: 37th Symposium of the British Ecological Society. Cambridge University Press. p. 25-49.
- GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P. e CAZETTA, E. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. Biological Conservation. v.111, p.269-273.
- GALETTI, M.; DONATTI, C.I.; PIRES, A.S.; GUIMARÃES, P.R. e JORDANO, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects to defaunation and forest fragmentation. Botanical Journal of the Linnean Society. v.151, p.141-149.
- GUGLIELME, I. e GANADE, G. 2006. Predação de sementes afetando a distribuição de indivíduos de *Araucaria angustifolia* ao longo de uma borda floresta com campo. Neotropical Biology and Conservation, v.1, n.2, p.62-71.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S. e SOSA, V. J. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. Conservation Biology. v.14 n.6, p.1693-1703.
- GORRESEN, P.M. e WILLIG, M.R. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. J. Mammal. v.85, p.688–697.
- HALLWACHS, W. 1986. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): The inheritors of guapinol (*Hymenaea courbaril*: Leguminosae), p.285-304. In: Estrada, A. & Fleming, T. H. (eds). Frugivores and seed dispersal. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- HENRY, O. 1999. Frugivory and the importance of seeds in the diet of the orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*). Journal of Tropical Ecology. v.15, p.291-300.
- HOWE, F.H. 1989. Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. Oecologia. v.79, p.417-426.
- Hulme, P.E. 1994. Rodent post-dispersal seed predation in grassland: magnitude and sources of variation. Journal of Ecology. v.82, p.645–652.
- INMET. 2013. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>, acesso em 25/11/2013.
- JANZEN, D.H., 1970. Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. The American Naturalist. v.104, p.501-528.
- JANZEN, D.H. 1971. Seed predation by animal. Annual Review of Ecology and Systematics. v.2, p.465-492.
- KOLLMANN, J. e BUSCHOR, M. 2003. Edge effects on seed predation by rodents in deciduous forests of northern Switzerland. Plant Ecology. v.164, p.249-261.
- MACDOUGALL, A. e KELLMAN, M. 1992. The understory light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. Journal of Biogeography. v.19, p.667-675.
- MACEDO, M.; FERREIRA, A.R. e SILVA, C.J. 2000. Estudos de dispersão de cinco espécies-chave em um capão no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE

RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL. Os desafios do novo milênio. Corumbá, MS. EMBRAPA. v.3, p.229-243.

MAGRACH, A.; GUITIÁN, J.; LARRINAGA, A. R. e GUITIÁN, J. 2011. Land-use and effects unbalance seed dispersal and predation interactions under habitat fragmentation. The Ecological Society of Japan. v.26, p.851-861.

MCEUEN, A.B. e CURRAN, L.M. 2006. Plant recruitment bottlenecks in temperate forest fragments: seed limitation and insect herbivory. Plant Ecol. v.184, p.297–309

MCWILLIAMS, D.A., 2009. Determinants for the diet of captive agoutis (*Dasyprocta* spp.). Vet. Clin. Exot. Anim. 12: 279-286.

MONTIEL, S.; ESTRADA, A.; LEÓM, P. 2006. Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: Species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. J. Trop. Ecol. v.22, p.267–276.

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

MYERS, M.; MITTERMEIER, R.A. e MITTERMEIER, C.G., Fonseca, GAB. E Kent, J., 2000. Biodiversity Hotspots for conservation priorities. Nature. v.403, p.853-858.

OLIVEIRA, M.I.B. e SIGRIST, M.R. 2008. Fenologia reprodutiva, polinização e reprodução de *Dipteryx alata* Vogel (Leguminosae-Papilionideae) em Mato Grosso do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, v.31 n.2 p.195-207.

PERES, C.A. e BAIDER, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. Journal of Tropical Ecology, v.13, p. 595-616.

PIZO, M.A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic forest of southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology. v.13, p.559-578.

PRIMAK, R.B. e RODRIGUES, E. 2001. Biologia da Conservação. Londrina, Midiograf.

RAGUSA-NETTO, J., 2006. Dry fruits and the abundance of the Blue-and-Yellow Macaw (*Ara ararauna*) at a cerrado remnant in central Brazil. Ornitol. Neotrop.

READER, R.J. 1993. Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. Journal of Ecology. V.81, P.169–175

REDDING, T.E.; HOPE, G.D.; FORTIN, M.J.; SCHIMIDT, M.G. e BAILEY, W.G. 2003. Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. Canadian Journal of Soil Science. v.83, p.121-130.

RIBEIRO, J.F.; SANO, S.M.; BRITO, M.A. e FONSECA, C.E.L. 2000. Baru (*Dipteryx alata* Vog.) Jaboticabal : Funep. p.41.

RIBEIRO, J.F. e VIEIRA, E.M., 2013. Interactions between a seed-eating neotropical rodent, the Azara's agouti (*Dasyprocta azarae*), and the Brazilian 'pine' *Araucaria angustifolia*. Aust. Ecol. V.39(3), P.279-287.

ROMO, M.; TUOMISTO, H. e LOISELLE, B.A. 2004. On the density-dependence of seed predation in *Dipteryx micrantha*, a bat-dispersed rain forest tree. Oecologia. v.140, p.76-85.

- SAZIMA, I.; FISCHER, W.A.; SAZIMA, M. e FICHER, E.A. 1994. The fruit bat *Artibeus lituratus* as a forest and city dweller. Ciência e Cultura. v.46, p.164-168.
- SILVA, M.G. e TABARELLI, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic Forest in northeast Brazil. Acta Oecologica., v.22, p.259-268.
- SMYTHE, N., 1978. The Natural History of The Central American Agouti (*Dasyprocta punctata*). Smithsonian Cont. Zool. V.274, P.1-52.
- SOKAL, R.R. e ROHLF, F.J. 1981. Biometry, 2nd ed. New York: WH Freeman.
- TERBORGH, J., 1986. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: Estrada, A., Fleming, TH., (Eds.), *Frugivores and Seed Dispersal*, pp: 371-384.
- VAN SCHAIK, C.P.; TERBORGH, J.W. e WRIGHT, S.J., 1993, The phenology of tropical forests, adaptive significance, and consequences for primary consumers. Ann. Rev. Ecol. Syst. v.24, p.353-377.
- VANDER WALL, S.B.; KUHN, K.M. e BECK, M.J. 2005. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. Ecology. v.83(3), p.801-806.
- VITOUSEK, P.M.; H.A. MOONEY; J. LUBCHENKO e J.M. MELILLO. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science. v.277, p.494-499.
- WHELAN, C.J., WILLSON, M.F., TUMA, C.A. e SOUZA-PINTO, I. 1991. Spatial and temporal patterns of postdispersal seed predation. Canadian Journal of Botany. v.69, p.428-436.
- WILLIAMS-LINERA, G.; DOMÍNGUEZ-GASTELÚ, V. e GARCÍA-ZURITA, M.E. 1997. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. Conservation Biology. v.12, p.1091-1102.
- ZUCARATTO, R.; CARRARA, R. e SIQUEIRA B. 2010. Dieta da paca (*Cuniculus paca*) usando métodos indiretos numa área de cultura agrícola na floresta atlântica brasileira. Biotemas. v.23 (1), p.235-239.

Normas do periódico *Brazilian Journal of Biology*

O trabalho a ser considerado para publicação deve obedecer às seguintes recomendações gerais:

Ser digitado e impresso em um só lado do papel tipo A4 e em espaço duplo com uma margem de 3 cm à esquerda e 2 cm à direita, sem preocupação de que as linhas terminem alinhadas e sem dividir palavras no final da linha. Palavras a serem impressas em itálico podem ser sublinhadas.

O título deve dar uma idéia precisa do conteúdo e ser o mais curto possível. Um título abreviado deve ser fornecido para impressão nas cabeças de página.

Nomes dos autores – As indicações Júnior, Filho, Neto, Sobrinho etc. devem ser sempre antecedidas por um hífen. Exemplo: J. Pereira-Neto. Usar também hífen para nomes compostos (exemplos: C. Azevedo-Ramos, M. L. López-Rulf). Os nomes dos autores devem constar sempre na sua ordem correta, sem inversões. Não usar nunca, como autor ou co-autor nomes como Pereira-Neto J. Usare, y, and, et em vez de & para ligar o último co-autor aos antecedentes.

Os trabalhos devem ser redigidos de forma concisa, com a exatidão e a clareza necessárias para sua fiel compreensão. Sua redação deve ser definitiva a fim de evitar modificações nas provas de impressão, muito onerosas e cujo pagamento ficará sempre a cargo do autor. Os trabalhos (incluindo ilustração e tabelas). devem ser submetidos através do seguinte e-mail: bjb@bjb.com.br

Serão considerados para publicação apenas os artigos redigidos em inglês. Todos os trabalhos deverão ter resumos em inglês e português. Esses resumos deverão constar no início do trabalho e iniciar com o título traduzido para o idioma correspondente. O Abstract e o Resumo devem conter as mesmas informações e sempre sumariar resultados e conclusões.

Em linhas gerais, as diferentes partes dos artigos devem ter a seguinte seriação:

1ª página – Título do trabalho. Nome(s) do(s) autor(es). Instituição ou instituições, com endereço. Indicação do número de figuras existentes no trabalho. Palavras-chave em português e inglês (no máximo 5). Título abreviado para cabeça das páginas. Rodapé: nome do autor correspondente e endereço atual (se for o caso).

2ª página e seguintes – Abstract (sem título). Resumo: em português (com título); Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos.

Em separado - Referências, Legendas das figuras, Tabelas e Figuras.

As seguintes informações devem acompanhar todas as espécies citadas no artigo:

- Para zoologia, o nome do autor e da data de publicação da descrição original deve ser dada a primeira vez que a espécie é citada nos trabalhos;

- Para botânica e ecologia, somente o nome do autor que fez a descrição deve ser dada a primeira vez que a espécie é citada nos trabalhos.

O trabalho deverá ter, *no máximo*, 25 páginas, incluindo tabelas e figuras, em caso de Notes and Comments limitar-se a 4 páginas.

A seriação dos itens de Introdução e Agradecimentos só se aplicam, obviamente, a trabalhos capazes de adotá-la. Os demais artigos (como os de Sistemática) devem ser redigidos de acordo com critérios geralmente aceitos na área.

Referencias Bibliográficas:

1. Citação no texto: Use o nome e ano: Reis (1980); (Reis, 1980); (Zaluar e Rocha, 2000). Há mais de dois autores usar *et al.*
2. Citações na lista de referências, em conformidade com a norma **ISO 690/1987**.

No texto, será usado o sistema autor-ano para citações bibliográficas (estritamente o necessário) utilizando-se o utilizando-se **and** no caso de 2 autores. As referências, digitadas em folha separada, devem constar em ordem alfabética. Deverão conter nome(s) e iniciais do(s) autor(es), ano, título por extenso, nome da revista (abreviado e sublinhado), volume, e primeira e última páginas. Citações de livros e monografias deverão também incluir a editora e, conforme citação, referir o capítulo do livro. Deve(m) também ser referido(s) nome(s) do(s) organizador(es) da coletânea. Exemplos:

LOMINADZE, DG., 1981. Cyclotron waves in plasma. 2nd ed. Oxford: Pergamon Press. 206 p. International series in natural philosophy, no. 3.

WRIGLEY, EA., 1968. Parish registers and the historian. In STEEL, DJ. National index of parish registers. London: Society of Genealogists. p. 15-167.

CYRINO, JEP. and MULVANEY, DR., 1999. Mitogenic activity of fetal bovine serum, fish fry extract, insulin-like growth factor-I, and fibroblast growth factor on brown bullhead catfish cells - BB line. Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology, vol. 59, no. 3, p. 517-525.

LIMA, PRS., 2004. Dinâmica populacional da Serra Scomberomorus brasiliensis (Osteichthyes; Scombridae), no litoral ocidental do Maranhã-Brasil. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco. 45 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura.

WU, RSS., SHANG, EWV. and ZHOU, BS., 2006. Endocrine disrupting and teratogenic effects of hypoxia on fish, and their ecological implications. In Proceedings of the Eighth

International Symposium on Fish Physiology, Toxicology and Water Quality, 2005. Georgia, USA: EPA. p. 75-86.

Para outros pormenores, veja as referências bibliográficas em um fascículo.

A Revista publicará um Índice inteiramente em inglês, para uso das revistas internacionais de referência.

As provas serão enviadas aos autores para uma revisão final (restrita a erros e composição) e deverão ser devolvidas imediatamente. As provas que não forem devolvidas no tempo solicitado - 5 dias - terão sua publicação postergada para uma próxima oportunidade, dependendo de espaço.

Material Ilustrativo – Os autores deverão limitar as tabelas e as figuras (ambas numeradas em arábicos) ao **estritamente necessário**. No texto do manuscrito, o autor indicará os locais onde elas deverão ser intercaladas.

As tabelas deverão ter seu próprio título e, em rodapé, as demais informações explicativas. Símbolos e abreviaturas devem ser definidos no texto principal e/ou legendas.

Na preparação do material ilustrativo e das tabelas, deve-se ter em mente o tamanho da página útil da REVISTA (22 cm x 15,0 cm); (coluna: 7 cm) e a idéia de conservar o sentido vertical. Desenhos e fotografias exageradamente grandes poderão perder muito em nitidez quando forem reduzidos às dimensões da página útil. As pranchas deverão ter no máximo 30 cm de altura por 25 cm de largura e incluir barra(s) de calibração.

As ilustrações devem ser agrupadas, sempre que possível. A Comissão Editorial reserva-se o direito de dispor esse material do modo mais econômico, sem prejudicar sua apresentação.

Disquete – Os autores são encorajados a enviar a versão final (e somente a final), **já aceita**, de seus manuscritos em disquete. Textos devem ser preparados em Word for Windows e acompanhados de uma cópia idêntica em papel.

Recomendações Finais: Antes de remeter seu trabalho, preparado de acordo com as instruções anteriores, deve o autor relê-lo cuidadosamente, dando atenção aos seguintes itens: correção gramatical, correção datilográfica (apenas uma leitura sílaba por sílaba a garantirá), **correspondência entre os trabalhos citados no texto e os referidos na bibliografia**, tabelas e figuras em arábicos, correspondência entre os números de tabelas e figuras citadas no texto e os referidos em cada um e posição correta das legendas.