

MICHELE SILVA GONÇALVES

**EFEITOS DO CULTIVO PARA A PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEL SOBRE A
ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARTRÓPODES EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS NO SUDOESTE DE MATO GROSSO**

TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL

2013

MICHELE SILVA GONÇALVES

**EFEITOS DO CULTIVO PARA A PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEL SOBRE A
ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARTRÓPODES EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS NO SUDOESTE DE MATO GROSSO**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção de título de Mestre.

Orientador: Prof. D.Sc. Manoel dos Santos Filho

TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte

G635e Gonçalves, Michele Silva.

Efeitos do Cultivo para a Produção de Bicombustível sobre a Estrutura da Comunidade de Artrópodes em Fragmentos Florestais no Sudoeste de Mato Grosso. – Tangará da Serra - MT / Michele Silva Gonçalves. 2013. 64 f.

Orientador: Dr. Manoel dos Santos Filho.

Dissertação de Mestrado em “Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola.” Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT – Campus de Tangará da Serra/MT, 2013.

1. Fragmentação. 2. Cana-de-açúcar. 3. Arthropoda. 4. Queima. 5. Matriz. I. Título.

CDU 62(817.2)

Bibliotecária: Suzette Matos Bolito – CRB1/1945.

MICHELE SILVA GONÇALVES

***EFEITOS DO CULTIVO PARA A PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEL SOBRE A
ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE ARTRÓPODES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS
NO SUDOESTE DE MATO GROSSO***

Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, para obtenção do título de Mestre.

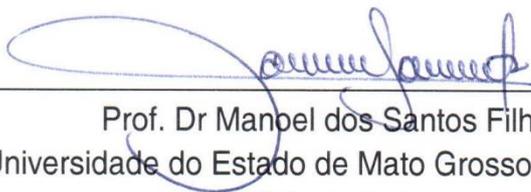
APROVADA em 28 de fevereiro de 2013.



Prof. Dr Dionei José da Silva
Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT



Prof. Dr Gustavo Rodrigues Canale



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

Aos seres que amo mais do que tudo nos mundos:

Selminha e Serginho

AGRADECIMENTOS

São muitas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho. Gostaria de agradecer nominalmente cada um, mas o espaço é limitado. Então, meu muito obrigada a todos que me ajudaram nesta jornada.

Primeiramente, gostaria de agradecer minha família pelo amor, carinho e compreensão. Queria colocar o nome de todos aqui, mas eu precisaria de algumas páginas a mais. Agradeço aos meus pais que, mesmo com o coração na mão, confiaram nos meus sonhos e me deixaram partir ainda muito jovem para ingressar na vida acadêmica. Amo vocês.

Aos amigos conquistados (poucos, mas os melhores) ao longo destes últimos anos que me proporcionaram momentos de muita alegria e que nos momentos difíceis não deixaram eu me sentir sozinha. Em especial à Silva e Leidimara (Leidi) que foram os melhores presentes que o mestrado poderia ter me dado. À Seyla (Popo) e o Bruno que estiveram comigo desde o início da caminhada acadêmica, obrigada pela amizade. Agradeço de coração à Quezia que se tornou uma amiga tão querida em tão pouco tempo e que me “adotou”, me deixando fazer parte da sua família. Obrigada Qué, Eduardo e Luah.

Ao Manoel dos Santos Filho pelos ensinamentos e principalmente por confiar em mim e nunca ter faltado como orientador. Agradeço também ao Gustavo Canale por estar presente em todos os momentos que precisei, dando ideias e sugestões que foram essenciais para a conclusão deste trabalho.

Eu não poderia deixar de agradecer ao Danilo que foi um grande companheiro na minha vida e na elaboração deste trabalho. Ao Felipe pela parceria nas coletas e pela convivência nestes últimos anos. Saudades daquela época.

Agradeço ao pessoal do laboratório de zoo, pelas conversas fiadas, tererés, bolos e ajuda nas identificações. Em especial à Joice, Anildo, Michely, Diego e aos meninos rola-bostas (Lucas, Alex, Ricardo e Igor).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

Obrigada.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	9
LISTA DE TABELAS.....	11
RESUMO.....	12
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15
Artigo I: Respostas da Diversidade de Artrópodes em Fragmentos de Floresta à Queima da Cana-de-açúcar na Amazônia Meridional.....	18
Abstract	18
Resumo	18
Introdução	18
Material e Métodos.....	20
Área de Estudo.....	20
Coleta dos Artrópodes.....	22
Análises dos Dados.....	23
Resultados	25
Caracterização Geral da Artropodofauna	25
Queima x Não Queima	26
Matriz, borda e interior dos fragmentos florestais.....	29
Discussão.....	30
Referências Bibliográficas	35
Artigo II: Mudança na Estrutura da Comunidade de Artrópodes em Fragmentos Inseridos em Matriz de Cultivo para a Produção de Biocombustível na Amazônia Meridional.....	41
Abstract	41

Resumo.....	41
Introdução	41
Material e Métodos.....	43
Área de Estudo.....	43
Coleta dos Artrópodes.....	45
Análises dos Dados.....	46
Resultados	47
Discussão.....	53
Referências Bibliográficas	57
CONCLUSÃO GERAL	63
ANEXOS.....	65

LISTA DE FIGURAS

Artigo I

Figura 1. Localização das 20 áreas de coleta dos artrópodes nos municípios de Barra do Bugres e Denise – MT.....	21
Figura 2. Disposição das armadilhas de queda (<i>pitfalls</i>) nos fragmentos florestais e na matriz de cana-de-açúcar.....	23
Figura 3. Riqueza e abundância dos principais grupos de artrópodes nos fragmentos sem a queima e com a queima da cana-de-açúcar.....	27
Figura 4. Ordenação da composição de artrópodes nas áreas com e sem a queima da cana-de-açúcar sumarizada em dois eixos da NMDS.....	29
Figura 5. Ordenação da composição de artrópodes por NMDS nas áreas de cana-de-açúcar, borda e interior dos fragmentos florestais com a queima e sem a queima da palhada.....	30

Artigo II

Figura 1. Localização dos 20 fragmentos florestais analisados nos municípios de Barra do Bugres e Denise – MT.....	44
Figura 2. Disposição das armadilhas de queda (<i>pitfalls</i>) na borda e no centro dos fragmentos florestais.....	46
Figura 3. Riqueza e abundância das principais ordens de artrópodes capturadas na borda e no centro dos fragmentos florestais.....	48
Figura 4. Grupos de artrópodes que apresentaram maior riqueza e abundância na borda e no centro dos fragmentos florestais localizados.....	49
Figura 5. Ordenação da composição de artrópodes nas áreas de borda e centro dos fragmentos florestais sumarizada em dois eixos da NMDS.....	51

Figura 6. Análise de regressão linear entre as variáveis físicas (tamanho e forma dos fragmentos florestais) com a riqueza e a abundância de artrópodes.....52

Figura 7. Ordenação da composição da comunidade de artrópodes quanto à forma dos fragmentos florestais sumarizada em dois eixos da NMDS.....53

Figura 8. Ordenação da composição da comunidade de artrópodes quanto ao tamanho dos fragmentos florestais sumarizada em dois eixos da NMDS.....53

LISTA DE TABELAS

Artigo I

Tabela 1. Localização, tamanho e forma dos 20 fragmentos florestais inseridos em matrizes de cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.....22

Tabela 2. Abundância mínima, máxima, média e desvio padrão das ordens de artrópodes por área nos locais com a queima e sem a queima da matriz de cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.26

Tabela 3. Modelos gerados pela GLM, AIC corrigido (AICc) e os pesos do Akaike para a riqueza e abundância de artrópodes nos fragmentos florestais.28

Artigo II

Tabela 1. Localização, Tamanho e Forma dos 20 fragmentos florestais analisados nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT..44

Tabela 2. Abundância mínima, máxima, média e desvio padrão das ordens de artrópodes por área nos locais com a queima e sem a queima da matriz de cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.47

RESUMO

A prática da queima para fins agrícolas ainda é muito utilizada no Brasil, principalmente no estado do Mato Grosso que é um dos maiores produtores agrícolas do mundo. O setor sucroenergético é bastante produtivo no estado, no entanto, pouco se sabe sobre os impactos da monocultura de cana-de-açúcar e seus métodos de colheita sobre a comunidade de artrópodes presentes em fragmentos florestais inseridos nestas áreas. Diante disto, este trabalho objetivou: 1) avaliar os impactos da colheita da cana-de-açúcar sobre a comunidade de artrópodes e 2) avaliar as alterações na estrutura da comunidade de artrópodes em fragmentos florestais inseridos em matriz de cana-de-açúcar. As coletas dos artrópodes foram realizadas em 20 áreas nos municípios de Barra do Bugres e Denise, sudoeste do Mato Grosso. Para tal, foram utilizadas armadilhas de queda (*pitfall*) as quais foram instaladas na matriz de cana-de-açúcar, na borda e no centro dos fragmentos. No total, foram coletados 69.042 artrópodes pertencentes a 275 morfotipos e 16 ordens. As famílias mais capturadas foram Formicidae, Scarabaeidae, Termitidae, Phoridae e Dolichopodidae. Do total de indivíduos capturados, 25.699 foram coletados nas áreas com colheita com queima e 43.343 capturados nos locais sem queima da cana-de-açúcar, com riqueza de 137 e 221 morfotipos, respectivamente. A queima da matriz afetou significativamente a riqueza e a abundância dos artrópodes. A composição da comunidade também diferiu entre métodos de colheita, com exceção do maior fragmento localizado nas áreas queimadas que foi mais similar com a composição dos locais sem queima. Na borda dos fragmentos foram capturados 27.884 indivíduos e no centro 28.222, com riqueza de 153 e 150 morfotipos, respectivamente. Não houve variações significativas na riqueza e na abundância de artrópodes entre a borda e o interior e nem entre o tamanho e a forma dos fragmentos. No entanto, a borda e o tamanho dos fragmentos afetaram a composição da comunidade.

Palavras-chave: fragmentação, cana-de-açúcar, Arthropoda, queima, matriz.

ABSTRACT

The use of fire for agricultural purposes are still very common in Brazil, especially in Mato Grosso which is one of the major rural producers in the world. The production of sugarcane for biofuel in this state is highly profitable, but we do not know much about the impacts of sugarcane monoculture and the implemented harvesting methods (pre-harvesting burn vs non-burn) on the arthropod community living in forest fragments in this landscape. So, the purpose this study is : 1) assess the impacts of distinct harvesting methods of sugarcane on the arthropod community and 2) assess the alterations on the community structure of arthropods in forest fragments surrounded by sugarcane plantations. The sampled of the arthropods in 20 forest fragments in the municipalities of Barra do Bugres and Denise at southern Mato Grosso. We used pitfall traps in the sugarcane matrix, at the forest edge and the forest core. In total, we collected 69,042 arthropods representing 275 morphotypes and 16 Orders. Most captured families were Formicidae, Scarabaeidae, Termitidae, Phroridae and Dolichopodidae. From all individuals, 25,699 were collected at sites where fire was used as a pre-harvesting method, and 43,343 were captured at non-burnt sites, with richness of 137 and 221 morphotypes, respectively. Use of fire affected significantly the richness and abundance of arthropods. Community composition also differed between harvesting methods, with the exception of the largest forest fragment which suffered a pre-harvesting burn but which presented a community composition similar to non-burnt sites. However there were captured 27,884 individuals at the forest edge and 28,222 at forest core, with richness of 153 and 150 respectively. There was no difference in richness and abundance between edge and forest core, nor among fragments with different sizes and shapes; the edge and fragment size. However, were affected in the community of the arthropods composition.

Keywords: fragmentation, sugarcane, Arthropoda, burn, matrix.

INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas décadas as florestas Amazônicas estão sendo progressivamente destruídas, restando apenas pequenos fragmentos de sua extensão original (FEARNSIDE, 2005; LAURANCE, 2010), separados frequentemente por uma matriz agropastoril ou urbana (UMETSU e PARDINI, 2007). Conseqüentemente, estão ocorrendo mudanças na estrutura das comunidades biológicas, bem como nas interações em que estes organismos estão envolvidos (MURCIA, 1995).

A matriz circundante aos fragmentos é de grande importância na manutenção das comunidades biológicas, podendo influenciar a presença de espécies invasoras (UMETSU e PARDINI, 2007; SANTOS-FILHO et al., 2008), as migrações de indivíduos entre os fragmentos, o microclima e a dinâmica das populações (CHIARELLO, 2000; FRANKLIN e LINDENMAYER, 2009). Entretanto, estes fatores dependem da qualidade da matriz e das espécies que o fragmento abriga, uma vez que os organismos diferem em suas demandas ecológicas (CROOKS, 2002).

Os indivíduos que habitam os remanescentes florestais podem reagir de diferentes formas aos efeitos da fragmentação (KUPFER et al., 2006). Algumas espécies, por exemplo, sentem pouca diferença entre o fragmento e a matriz, mesmo que esta seja substancialmente diferente quanto à estrutura do fragmento (KRAUSS et al., 2003), enquanto outras, como por exemplo pequenos mamíferos, são mais sensíveis a essas alterações (SANTOS-FILHO et al., 2008).

A acelerada ocupação humana e o avanço agrícola têm sido apontados como os principais responsáveis pelo desmatamento das florestas (SKOLE e TUCKER, 1993), com a conversão da cobertura vegetal por atividades produtivas, como a pecuária e a agricultura (FEARNSIDE, 2001). Dentro deste contexto, a região Centro-Oeste, particularmente o estado de Mato Grosso, se destaca pelo seu rápido desenvolvimento nas atividades agrícolas (FEARNSIDE e BARBOSA, 2003).

O setor de biocombustível vem ganhando cada vez mais espaço no estado do Mato Grosso com cerca de 205 mil hectares plantados com cana-de-açúcar (CONAB, 2011). A prática da queima prévia da palhada da cana-de-açúcar, que visa facilitar a colheita manual, ainda é muito utilizada em regiões brasileiras, causando a compactação e erosão do solo, a perda de nutrientes (SZMRECSÁNYI, 1994) e a emissão de gases poluentes que podem trazer vários riscos para a saúde humana (RIBEIRO e PESQUERO, 2010).

A queima crônica da cana-de-açúcar causa vários danos à fauna e flora localizadas tanto na lavoura como próximas a ela (ARAÚJO et al., 2004). Entretanto, poucos estudos demonstram de fato os efeitos dessa prática sobre as comunidades biológicas presentes em fragmentos próximos a estas plantações, principalmente sobre os artrópodes, que desempenham importantes papéis em praticamente todos os ecossistemas terrestres (LAVELLE et al., 1997; MACEDO e ARAÚJO, 2000).

Os artrópodes são eficientes como bioindicadores de impactos ambientais, sendo extremamente sensíveis a alterações ambientais (PAOLETTI, 1999; BROWN JÚNIOR e FREITAS, 2000; JULIÃO et al., 2005). Além disso, estes organismos correspondem ao maior grupo animal conhecido, são de suma importância para o funcionamento dos ecossistemas, são fáceis de coletar, possuem uma grande diversidade e apresentam uma ampla distribuição geográfica, sendo encontrados em diversos habitats (BOLGER et al., 2000). A fim de entender os efeitos das plantações de cana-de-açúcar e seus manejos de colheita sobre a artropodofauna, este trabalho foi dividido em dois artigos.

No Artigo 1 buscou-se avaliar os impactos do manejo de colheita da cana-de-açúcar sobre a comunidade de artrópodes em fragmentos de florestas.

O Artigo 2 aborda as alterações na estrutura da comunidade de artrópodes causadas pelos efeitos da fragmentação em áreas inseridas em matriz de cana-de-açúcar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, M.S.; LUCIA, T.M.C.D.; DA VEIGA, C.E.; NASCIMENTO, I.C. Efeito da queima da palhada de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídeos. **Ecología Austral**, v. 14, p. 191-200, 2004.

BOLGER, D.T.; SUAREZ, A.V.; CROOKS, K.R.; MORRISON, S.A.; CASE, T.J. Arthropods in Urban Habitat Fragments in Southern California: Area, Age, and Edge Effects. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1230-1248, 2000.

BROWN JÚNIOR, K.S. e FREITAS, A.V.L. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 934-956, 2000.

CHIARELLO, A.G. Conservation Value of a Native Forest Fragment in a Region of Extensive Agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 2, p. 237-247, 2000.

CONAB. Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar terceiro levantamento janeiro/2011. **Companhia Nacional de Abastecimento**. Brasília,

2011. Disponível em:
 <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/11_01_06_09_14_50_boletim_cana_3o_lev_safr_2010_2011..pdf>. Acesso em: 28 abr. 2011.

CROOKS, K.R. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

FEARNSIDE, P.M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23-38, 2001.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.

FEARNSIDE, P.M.; BARBOSA, R.I. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: the case of Mato Grosso. **World Resource Review**, v. 15, n. 3, p. 352-361, 2003.

FRANKLIN, J.F. e LINDENMAYER, D.B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **PNAS**, v. 106, n. 2, p. 349-350, 2009.

JULIÃO, G.R.; FERNANDES, W.; NEGREIROS, D.; BEDÊ, L.; ARAÚJO, R.C. Insetos galhadores associados a duas espécies de plantas invasoras de áreas urbanas e peri-urbanas. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 1, p. 97-106, 2005.

KRAUSS, J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHRNTKE, T. How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 889-900, 2003.

KUPFER, J.A.; MALANSON, G.P.; FRANKLIN, S. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 8-20, 2006.

LAURANCE, W.F. Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (eds.). **Conservation Biology for All**. Oxford: Oxford University Press, p. 73-87, 2010.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O.W.; DHILLION, S. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, n. 4, p. 159-193, 1997.

MACEDO, N. e ARAÚJO, J.R. Efeitos da queima do canavial sobre insetos predadores. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 29, n. 1, p. 71-77, 2000.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

PAOLETTI, M.G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape

sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 74, p. 1-18, 1999.

RIBEIRO, H. e PESQUERO, C. Queimadas de cana-de-açúcar: avaliação de efeitos na qualidade do ar e na saúde respiratória de crianças. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 255-271, 2010.

SANTOS-FILHO, M.; DA SILVA, D.J.; SANAIOTTI, T.M. 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**, v. 68, n. 4, p. 703-710, 2008.

SKOLE, D. e TUCKER, C. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. **Science**, v. 260, p. 1905-1910, 1993.

SZMRECSÁNYI, T. Tecnologia e degradação ambiental: o caso da agroindústria canavieira no Estado de São Paulo. **Informações Econômicas**, v. 24, n. 10, p. 73-82, 1994.

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

RESPOSTAS DA DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS À QUEIMA DA CANA-DE-AÇÚCAR NA AMAZÔNIA MERIDIONAL

Abstract: This study evaluated the effects of harvesting methods (pre-harvesting burn vs non-burn) on sugarcane plantations on the arthropod community in 20 forest fragments with different sizes and shapes at the municipalities of Barra do Bugres and Denise, in Mato Grosso. We collected arthropods using pitfall traps in sugarcane plantations, at the forest edge and the forest core of forest fragments surrounded by plantations. We collected 69,042 arthropods representing 275 morphotypes and 16 orders. From all individuals collected, 37.22% were captured at burnt sites and 62.78% at non-burnt sites. Formicidae, Scarabaeidae, Termitidae, Phoridae and Dolichopodidae were the most captured families at all sites. Using GLM we demonstrate that, from all variables assessed (burn, fragment size and fragment shape), burn had the highest impact on arthropod richness ($p=0.041$) and abundance ($p=0.047$). The richness, abundance and species composition differs between the two harvesting methods. Performing a NMDS ordination, where we showed that species composition differs between harvesting methods, with the exception of the largest forest fragment in a burnt site which was more similar to non-burnt sites. We observed no difference in richness, abundance or species composition of arthropods between sugarcane plantations, forest edge and forest core.

Keywords: fire, fragmentation, Arthropoda, matrix.

Resumo: Neste trabalho nós avaliamos os efeitos do manejo de colheita da cana-de-açúcar com a queima e sem a queima da palhada sobre a comunidade de artrópodes em 20 fragmentos florestais com diferentes tamanhos e formas localizados nos municípios de Barra do Bugres e Denise, Mato Grosso. A coleta dos artrópodes foi feita com armadilhas de queda (*pitfall*) instaladas nas plantações de cana-de-açúcar, na borda e no centro das áreas. Foram coletados 69.042 artrópodes pertencentes a 275 morfotipos e 16 ordens. Do total de indivíduos amostrados, 37,22% foram encontrados nos locais com a queima da matriz e 62,78% nas áreas sem a queima. Formicidae, Scarabaeidae, Termitidae, Phoridae e Dolichopodidae foram as famílias mais capturadas em ambos os métodos de colheita. A GLM apontou que das variáveis analisadas (queima, tamanho e forma) a queima foi a que mais afetou a riqueza ($p=0,041$) e a abundância ($p=0,047$) de artrópodes. A riqueza, abundância e composição de artrópodes diferiram significativamente entre os manejos de colheita. Através da ordenação por NMDS notou-se que a composição da comunidade de artrópodes diferiu entre os tipos de colheita, com exceção do maior fragmento inserido nas áreas com queima que apresentou composição mais similar aos locais sem queima. Não foram observadas diferenças na riqueza, abundância e composição de artrópodes entre a matriz, borda e centro dos fragmentos florestais.

Palavras-chaves: fogo, fragmentação, Arthropoda, matriz.

INTRODUÇÃO

A conversão de extensas áreas florestais em atividades agropecuárias tem contribuído significativamente com o acelerado desmatamento nas últimas décadas (MORTON *et al.*, 2006; GIBBS *et al.*, 2010). Muitas vezes, o resultado desta degradação são manchas de vegetação de

diferentes formas e tamanhos, separadas por pastagens ou grandes monoculturas (UMETSU & PARDINI, 2007; SANTOS-FILHO *et al.*, 2012). Alguns destes fragmentos extremamente alterados não suportam mais as espécies que originalmente sustentavam, podendo causar a erosão da biodiversidade e o deslocamento de populações de plantas e animais (FEARNSIDE, 2006).

As comunidades biológicas presentes nos remanescentes florestais sofrem influências diretas e indiretas da matriz circundante, que pode se apresentar na forma de pastagens, vegetação secundária, áreas agrícolas ou urbanizadas (RICO *et al.*, 2007; DIXO & MARTINS, 2008; SANTOS-FILHO *et al.*, 2012). Quanto mais similar for a estrutura da matriz com a área florestada, menores serão os efeitos causados pela fragmentação (GASCON *et al.*, 1999). Dessa forma, as matrizes agrícolas, principalmente as grandes monoculturas, são consideradas fatores limitantes na dispersão ou movimentação de espécies entre as manchas de habitats (UMETSU & PARDINI, 2007).

Os impactos da matriz agrícola sobre os fragmentos florestais podem ser mais severos quando se trata da cana-de-açúcar que, além de ocupar extensas áreas, está muitas vezes vinculada ao uso frequente de queimadas (MACEDO & ARAÚJO, 2000). O setor de biocombustível é altamente disseminado no Brasil e em grande parte do estado do Mato Grosso, entretanto várias discussões envolvem seus métodos de manejo, principalmente os riscos que a queima da palhada trazem para o meio ambiente e para a saúde pública (PIRATELLI *et al.*, 2005; LOPES & RIBEIRO, 2006).

As plantações de cana-de-açúcar frequentemente são encontradas circundando fragmentos florestais e muitas espécies de animais utilizam estas plantações como habitat secundário, área de forrageio, abrigo ou como corredor para outros fragmentos (ARAÚJO *et al.*, 2004; PIRATELLI *et al.*, 2005). Entretanto, poucos estudos demonstram os impactos do manejo de colheita com a queima da palhada sobre as comunidades biológicas (MACEDO &

ARAÚJO, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2004). Estudos com artrópodes tornam-se importantes, pois estes respondem rapidamente às mudanças ambientais, desempenham papéis fundamentais em praticamente todos os ecossistemas terrestres, atuam na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, polinização, regulação de populações microbianas e são fonte de alimento para os demais níveis tróficos (LAVELLE *et al.*, 1997; CULIK *et al.*, 2006; SCHOWALTER, 2006).

Diante das poucas informações sobre os efeitos do plantio e manejo da cana-de-açúcar sobre a artropodofauna, este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da queima dos canaviais sobre a estrutura da comunidade de artrópodes em diferentes tamanhos e formas de fragmentos florestais nos municípios de Barra do Bugres e Denise, localizados no sudoeste do Mato Grosso.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Este trabalho foi realizado em fragmentos florestais com matriz de cana-de-açúcar, localizados nos municípios de Barra de Bugres e Denise, sudoeste do Mato Grosso (Figura 1). Os fragmentos são formados por Floresta Estacional Semidecidual Submontana, caracterizados por sua posição altimétrica em relação ao nível do mar, que varia de 100 m a 500 m, apresentando um clima com duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa (IBGE, 1992) com precipitação média anual de 1.703 mm (INMET, 2013). Nesta subformação a porcentagem de árvores caducifólia situa-se em torno de 20% ou mais, sendo a vegetação composta principalmente por jequitibás (*Cariniana* spp.), perobas (*Aspidosperma* spp.), cedros (*Cedrela* spp.), angicos (*Piptadenia* spp.), entre outras (AMARAL & FONZAR, 1982). No estado do Mato Grosso aproximadamente 31.250 Km² são ocupados por Floresta Estacional Semidecidual Submontana (FEARNSIDE & BARBOSA, 2003).

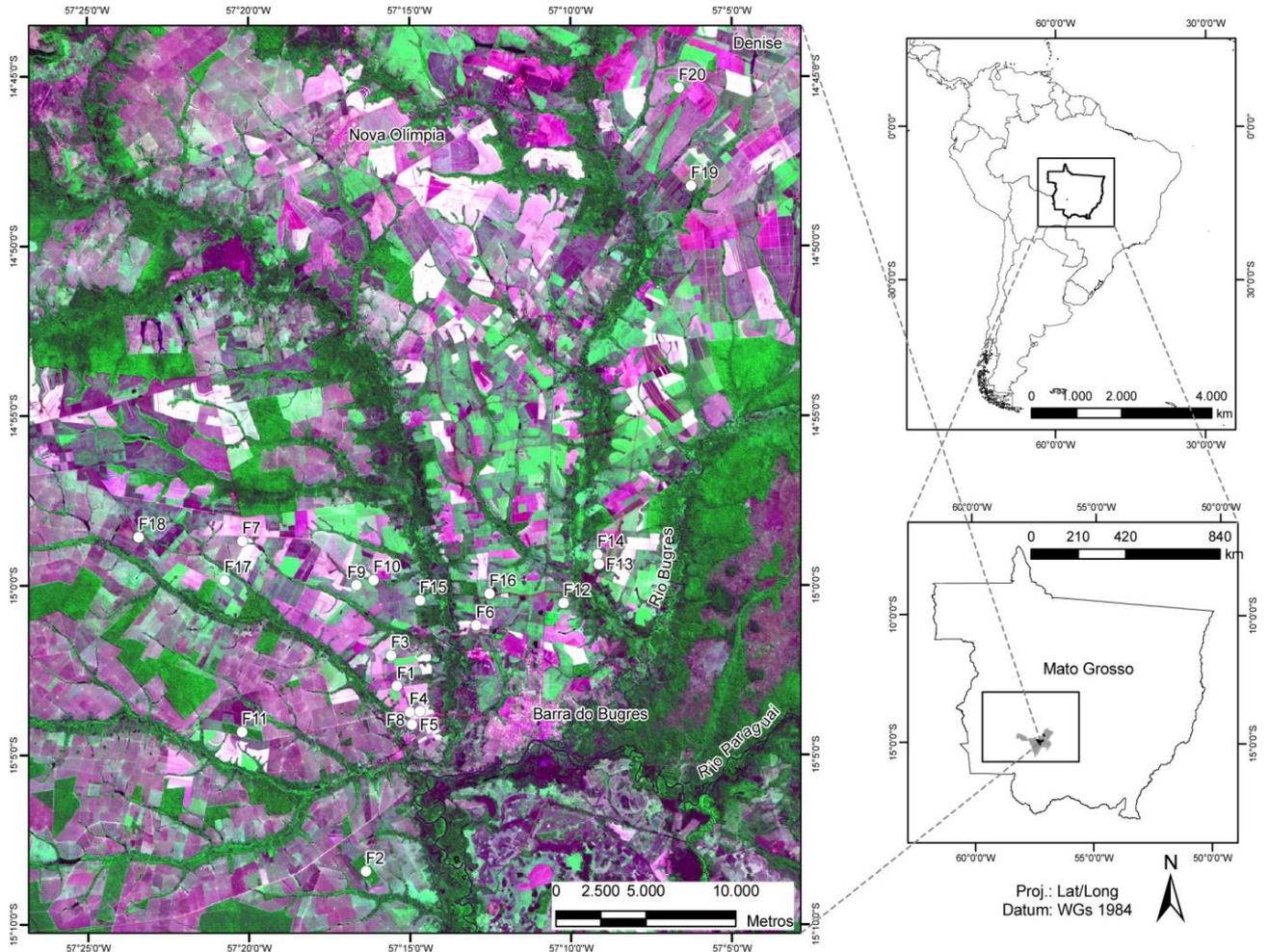


Figura 1. Localização das 20 áreas de coleta dos artrópodes nos municípios de Barra do Bugres e Denise – MT. F1 - F10= colheita sem a queima da cana-de-açúcar; F11 - F20= colheita com a queima da cana-de-açúcar.

Neste trabalho, cada área de estudo consiste no fragmento florestal e na matriz de cana-de-açúcar. No total, foram analisadas 20 áreas com dois métodos de colheita: 10 com a queima da palhada da cana-de-açúcar e 10 com colheita mecânica, não havendo necessidade da queima (Tabela 1). As coletas dos artrópodes foram realizadas nos meses de abril, maio e junho de 2012, que correspondem aproximadamente 09, 10 e 11 meses após a última colheita. Todas as áreas analisadas são submetidas ao atual tipo de manejo há pelo menos cinco anos.

Tabela 1. Localização, tamanho e forma dos 20 fragmentos florestais inseridos em matrizes de cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT. SQ= manejo de colheita sem a queima da cana-de-açúcar; CQ= manejo de colheita com a queima da cana-de-açúcar; IF= Índice de forma dos fragmentos florestais calculado pela equação $\{SI=p/200 *(\pi*Ta)0,5\}$ proposta por Laurance (1991) e Laurance & Yensen (1991).

Área	Latitude	Longitude	Tamanho (ha)	IF
SQ1	15°02'58.80"	57°15'24.99"	3,3	1,02
SQ2	15°08'25.71"	57°16'23.57"	128,8	1,39
SQ3	15°02'05.62"	57°15'37.40"	18,1	1,27
SQ4	15°03'43.77"	57°14'59.80"	5,9	1,32
SQ5	15°03'42.18"	57°14'41.03"	2,8	1,23
SQ6	15°01'05.71"	57°12'32.49"	3,6	1,05
SQ7	14°58'40.76"	57°20'10.95"	15,3	1,19
SQ8	15°04'06.88"	57°14'55.27"	5,6	1,48
SQ9	15°00'01.50"	57°16'31.56"	2,3	1,23
SQ10	14°59'55.62"	57°15'46.13"	54,6	2,9
CQ1	15°04'18.63"	57°20'18.22"	106,2	1,53
CQ2	15°00'32.12"	57°10'13.08"	2,6	1,07
CQ3	14°59'23.72"	57°09'55.80"	2,1	1,15
CQ4	14°59'02.01"	57°09'06.37"	6,9	1,57
CQ5	15°00'25.15"	57°14'30.75"	2,4	1,1
CQ6	15°00'16.69"	57°12'14.98"	4,9	1,02
CQ7	15°00'15.66"	57°14'51.41"	17,7	1,57
CQ8	14°56'35.16"	57°29'15.45"	21,3	1,9
CQ9	14°48'14.10"	57°06'16.12"	26	1,18
CQ10	14°45'25.22"	57°06'38.81"	83,1	1,48

Coleta dos Artrópodes

As coletas dos artrópodes foram realizadas com armadilhas de queda (*pitfall*). As mesmas foram compostas de um recipiente plástico de 1 litro enterrado até a borda no solo, tanto na matriz de cana-de-açúcar como nos fragmentos florestais.

Em cada área foram instalados três transectos: no centro do fragmento, na borda e na matriz de cana-de-açúcar a 200 m do fragmento. O transecto do centro variou em distância da borda de acordo com o tamanho e a forma de cada fragmento. Em cada transecto foram

dispostas dez armadilhas distanciadas 10 m uma da outra (Figura 2). Nos recipientes foram depositados cerca de 300 ml de solução salina para conservar os artrópodes, e 5 ml de detergente para quebrar a tensão superficial. Após cinco dias as amostras foram recolhidas, etiquetadas e levadas para o laboratório, onde foram transferidas para recipientes contendo álcool 70%. Todo o material coletado foi depositado no Laboratório de Zoologia do Centro de Pesquisas, Estudos e Desenvolvimento Agro-Ambientais (CPEDA) da Universidade do Estado de Mato Grosso.

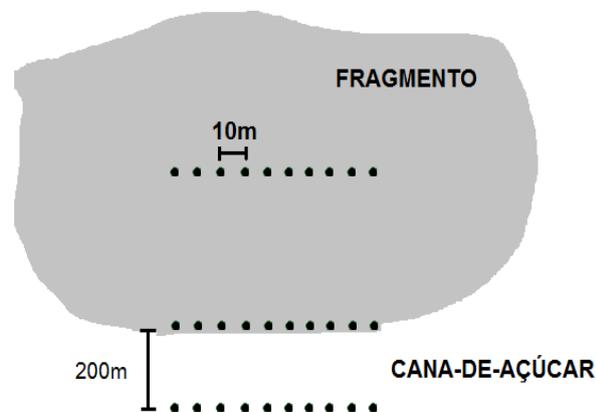


Figura 2. Disposição das armadilhas de queda (*pitfalls*) nos fragmentos florestais e na matriz de cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.

Para esse estudo utilizou-se somente os meso e macroartrópodes, de acordo com a classificação de ASSAD (1997). Todos os *taxa* foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio de chaves dicotômicas (BORROR & DE LONG, 1969; RAFAEL *et al.*, 2012), e, posteriormente, morfotipados. Formicidae, Isoptera e Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) foram identificados até gênero por especialistas.

Análises dos Dados

O teste de Mantel foi utilizado para testar a independência espacial das áreas em relação à comunidade de artrópodes entre os 20 fragmentos e também para os três transectos de cada área amostrada (matriz, borda e centro). A matriz de distância geográfica foi obtida através da

distância euclidiana entre as coordenadas geográficas. Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com distribuição Poisson foram utilizados para verificar quais variáveis analisadas (queima, tamanho e forma dos fragmentos florestais) influenciam mais na riqueza e abundância de artrópodes. A seleção dos modelos que melhor explicam as variações nas comunidades de artrópodes foi feita através do pacote *glmulti* do software R (R CORE TEAM, 2012). Para compensar a *overdispersion* detectada, os erros padrões foram corrigidos usando um modelo Quasi-GLM. Para as GLMs foram utilizados somente dados de artrópodes coletados nos fragmentos florestais.

Para comparar alterações na riqueza e na abundância dos artrópodes entre as áreas com e sem a queima da matriz realizou-se o teste de Wilcoxon. Para avaliar mudanças na composição destes indivíduos fez-se a Análise de Similaridade (ANOSIM) utilizando a matriz de distância de Jaccard com dados de presença e ausência. Também foi feita a ordenação através do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) da composição de artrópodes em função da queima da cana-de-açúcar e dos diferentes ambientes estudados: matriz, borda e centro dos fragmentos florestais. Os artrópodes foram ordenados com base em uma matriz de distância de Jaccard utilizando dados de presença e ausência. Para os principais *taxa* de artrópodes capturados fez-se o teste de Wilcoxon para verificar diferenças significativas na riqueza e na abundância destes grupos entre os fragmentos submetidos aos diferentes manejos de colheita. Por último, realizou-se o teste de Kruskal-Wallis a fim de verificar diferenças significativas na riqueza e na abundância de artrópodes entre a matriz, borda e centro dos fragmentos florestais.

Para as análises estatísticas foram utilizados apenas os dados dos morfotipos. Nas análises que envolviam todos os *taxa* de artrópodes excluíram-se as famílias Formicidae e Termitidae por se tratarem de organismos eussociais e formarem grandes colônias com elevadas abundâncias. Em análise exploratória verificou-se que tais grupos enviesariam os

demais *taxa* de artrópodes amostrados, o que poderia levar a conclusões errôneas sobre a estrutura da comunidade nas áreas estudadas. Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o software R versão 2.15.1 (R CORE TEAM, 2012).

RESULTADOS

Caracterização Geral da Artropodofauna

Foram coletados no total 69.042 artrópodes, distribuídos em 275 morfotipos, pertencentes a 16 ordens. As ordens que apresentaram maior riqueza foram Diptera (19 famílias e 65 morfotipos), Hymenoptera (5 famílias e 50 morfotipos) e Coleoptera (10 famílias e 43 morfotipos). Quando consideramos níveis taxonômicos menores, Formicidae (Hymenoptera) foi a família que apresentou maior riqueza com 41 morfotipos pertencentes a 24 gêneros e sete subfamílias. Em seguida, destaca-se Scarabaeidae (Coleoptera) com 30 morfotipos, dos quais 24 pertencem à subfamília Scarabaeinae, representada por 15 gêneros. Quanto à abundância, destacam-se Termitidae com 35.805, Formicidae com 31.172 e Phoridae com 591 indivíduos.

Dentro de Formicidae, o gênero *Atta* foi o mais abundante com 15.234 indivíduos, seguido de *Dorymyrmex* com 3.197, *Tapinoma* com 3.511 e *Acromyrmex* com 1.931. *Acanthostichus*, *Aphaenogaster* e *Zacryptocerus* foram os gêneros menos capturados, representados por apenas um indivíduo.

Scarabaeinae foi a subfamília mais dominante de Coleoptera, correspondendo a 97,7% do total de indivíduos de Scarabaeidae capturados. *Dichotomius*, *Canthon* e *Canthidium* foram os gêneros com maior abundância, com 141, 117 e 73 indivíduos, respectivamente. Os gêneros *Genieridium*, *Pseudocanthon* e *Trichillum* tiveram um indivíduo cada.

Termitidae foi a única família de Isoptera capturada neste trabalho, representada por oito gêneros. *Nasutitermes* foi o gênero mais abundante com 29.271, seguido de *Parvitermes* com 2.495, *Syntermes* com 1.833, *Diversitermes* com 1.405, *Velocitermes* com 525,

Atlantitermes com 177, *Rhynchotermes* com 83 e *Spinitermes* com 16 indivíduos.

Queima x Não Queima

Do total de artrópodes capturados, 25.699 (37,22%) indivíduos foram capturados nas áreas com a queima da cana-de-açúcar e 43.343 (62,78%) nas áreas sem a queima, com riqueza de 137 e 221 morfotipos, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância mínima (Mín), máxima (Máx), média e desvio padrão (DP) das ordens de artrópodes por área nos locais com a queima e sem a queima da matriz de cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.

Ordem	Áreas Queimadas			Áreas não Queimadas		
	Mín	Máx	Média±DP	Mín	Máx	Média±DP
Acarina	1	1	0,1±0,31	1	2	0,3±0,67
Araneae	1	2	0,6±0,84	1	9	1,9±2,68
Blattaria	1	24	3,5±7,32	1	22	5,6±6,97
Coleoptera	3	77	12,9±23,01	3	152	37,7±46,25
Dermaptera	1	3	0,8±0,91	1	8	1,8±2,48
Diptera	8	136	33±37,50	22	186	91,5±70,60
Hemiptera	1	13	2,2±3,9	1	14	4,7±4,76
Hymenoptera	112	7.752	1426,8±2302,63	257	4.277	1692±1418,51
Isoptera	28	4.553	1087±1732,53	28	11.730	2493,5±3491,19
Lepdoptera	0	0	0	1	1	0,1±0,31
Mantodea	1	1	0,1±0,31	1	1	0,1±0,31
Opiliones	0	0	0	1	1	0,2±0,42
Orthoptera	1	6	1,1±2,13	1	6	1,7±1,94
Scolopendromorpha	1	4	0,5±1,26	1	1	0,1±0,31
Scorpiones	1	2	1,1±0,99	4	13	2,6±4,19
Spirobolida	1	1	0,2±0,42	1	4	0,5±1,26

Em geral, nas áreas sem queima da palhada a riqueza (Wilcoxon = 46; p= 0,049) e a abundância (Wilcoxon = 39; p= 0,048) das famílias de artrópodes foram maiores (Figura 3). Formicidae e Phoridae apresentaram o mesmo número de morfotipos em ambos tipos de manejo das áreas, com 30 e 10 morfotipos, respectivamente. A família Chloropidae ocorreu

exclusivamente nos fragmentos com queima da cana-de-açúcar, com 40 indivíduos capturados.

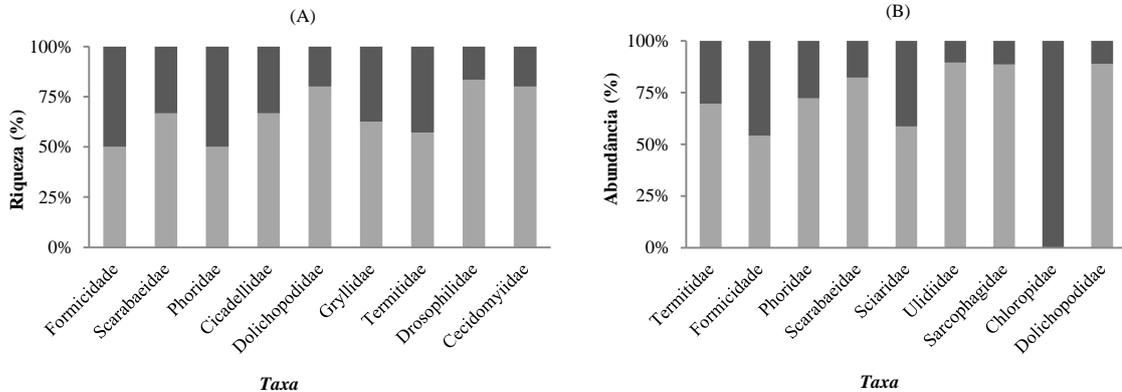


Figura 3. Riqueza (A) e abundância (B) dos principais grupos de artrópodes nos fragmentos sem queima (barras claras) e com queima (barras escuras) da cana-de-açúcar nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.

Dez famílias e 38 morfotipos de artrópodes foram encontrados exclusivamente nos fragmentos com a queima da cana-de-açúcar, sendo as famílias mais abundantes Chloropidae, Elateridae e Curculionidae. Nos fragmentos sem a queima da matriz 18 famílias e 119 morfotipos foram exclusivos. Stratiomyidae, Pompilidae e Lauxaniidae foram as famílias mais representativas.

O teste de Mantel não apresentou coeficientes significativos entre os fragmentos florestais e os transectos de cada área ($r < 0,5$ e $p > 0,05$, para ambos os casos). Os resultados dos GLMs indicaram que os modelos que melhor explicam as variações na comunidade de artrópodes foram queima, tamanho e forma para a riqueza e apenas a queima para a abundância (Tabela 3). No entanto, a queima foi a única variável que afetou significativamente a riqueza ($p = 0,041$) e a abundância ($p = 0,047$) de artrópodes.

Tabela 3. Modelos gerados pela GLM, AIC corrigido (AICc) e os pesos do Akaike para a riqueza e abundância de artrópodes nos fragmentos florestais.

Variável	Rank do Modelo	Modelo	AICc	Peso
Riqueza de artrópodes	1	Queima + Tamanho + Forma	404,8	0,634
	2	Queima + Tamanho	405,98	0,351
	3	Queima	413,14	0,009
	4	Queima + Forma	414,86	0,004
	5	Tamanho	440,3	1,20e-08
	6	Tamanho + Forma	440,34	6,02e-08
	7	Forma	448,34	2,20e-10
Abundância de artrópodes	1	Queima	1.697,32	0,39
	2	Queima + Forma	1.697,88	0,295
	3	Queima + Tamanho + Forma	1.699,02	0,167
	4	Queima + Tamanho	1.699,28	0,146
	5	Forma	1.956,45	5,66e-57
	6	Tamanho	1.956,68	1,87e-57
	7	Tamanho + Forma	1.958,78	6,53e-58

A análise de similaridade (ANOSIM) revelou diferenças significativas na composição ($r= 0,189$; $p= 0,012$) de artrópodes entre as áreas queimadas e não queimadas. A ordenação da composição da comunidade de artrópodes por NMDS captou 62% (stress= 19) da variação dos dados com dois eixos. Houve um agrupamento das áreas submetidas aos diferentes manejos de colheita da cana-de-açúcar (Figura 4). No entanto, a CQ1 (106,2 ha), que corresponde ao maior fragmento das áreas com a queima da matriz, teve uma composição de artrópodes mais similar com a encontrada nas áreas sem a influência do fogo, apresentando também a maior riqueza de artrópodes dentre os fragmentos com a queima da matriz com 81 morfotipos, dos quais 44 foram exclusivos deste local.

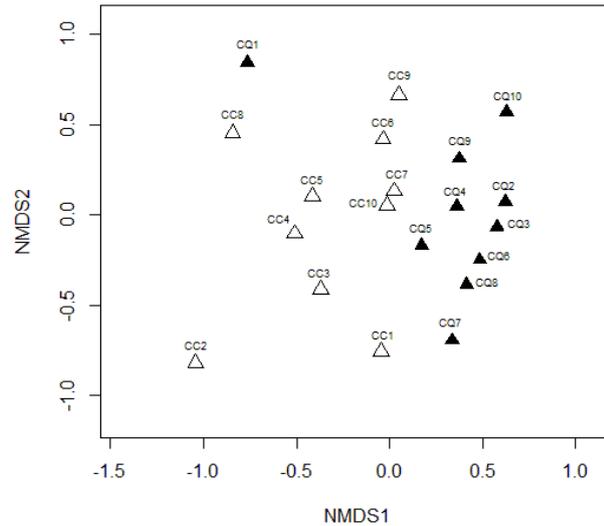


Figura 4. Ordenação da composição de artrópodes nas áreas com e sem a queima da cana-de-açúcar sumarizada em dois eixos da NMDS. ▲ = áreas com queima da cana-de-açúcar; △ = áreas sem queima da cana-de-açúcar.

Quanto aos principais grupos de artrópodes capturados, não foram observadas diferenças significativas na riqueza e na abundância das ordens Diptera (Wilcoxon = 37, $p=0,085$; $V=47$, $p=0,068$) Coleoptera (Wilcoxon = 33, $p=0,212$; $V=37$, $p=0,096$) e Hymenoptera (Wilcoxon = 41, $p=0,167$, $V=37$, $p=0,375$) entre os diferentes manejos de colheita. Estes resultados também foram observados para as famílias Formicidae (Wilcoxon = 43, $p=0,124$ para riqueza; Wilcoxon = 37; $p=0,375$ para abundância), Phoridae (Wilcoxon = 31, $p=0,311$ para riqueza; Wilcoxon = 43; $p=0,130$ para abundância) e Termitidae (Wilcoxon = 30, $p=0,364$ para riqueza; Wilcoxon = 37; $p=0,375$ para abundância). No entanto, esta diferença foi significativa para a riqueza (Wilcoxon = 52, $p=0,012$) e abundância (Wilcoxon = 50, $p=0,021$) de Dolichopodidae e para a abundância (Wilcoxon = 47, $p=0,049$) de Scarabaeidae, mas não para a riqueza (Wilcoxon = 30, $p=0,364$) desta família.

Matriz, borda e interior dos fragmentos florestais

Nas bordas dos fragmentos florestais foram encontrados 153 morfotipos e 27.884 artrópodes. No centro dos fragmentos capturou-se 28.222 indivíduos de 150 morfotipos, enquanto que na matriz de cana-de-açúcar foram encontrados 12.936 indivíduos e riqueza de

117 morfotipos.

Não houve diferenças significativas na riqueza (Kruskal-Wallis= 3,083 e $p= 0,214$) e na abundância (Kruskal-Wallis= 1,176, $p= 0,555$) de artrópodes entre as matrizes de cana-de-açúcar, borda e interior dos fragmentos florestais nas áreas com queima, tampouco para as áreas sem queima (Kruskal-Wallis= 0,345, $p= 0,841$; Kruskal-Wallis= 0,095, $p= 0,953$) para a riqueza e abundância, respectivamente. A ordenação por NMDS para a composição de artrópodes nas áreas de cana-de-açúcar, borda e interior dos fragmentos captou 44% (stress= 18,8) da variação dos dados nos locais com a queima da palhada (Figura 5A) e 59% (stress= 20,8) da variação nas áreas sem a queima (Figura 5B). Não houve evidências claras de agrupamentos na composição de artrópodes entre matriz, borda e interior dos fragmentos florestais.

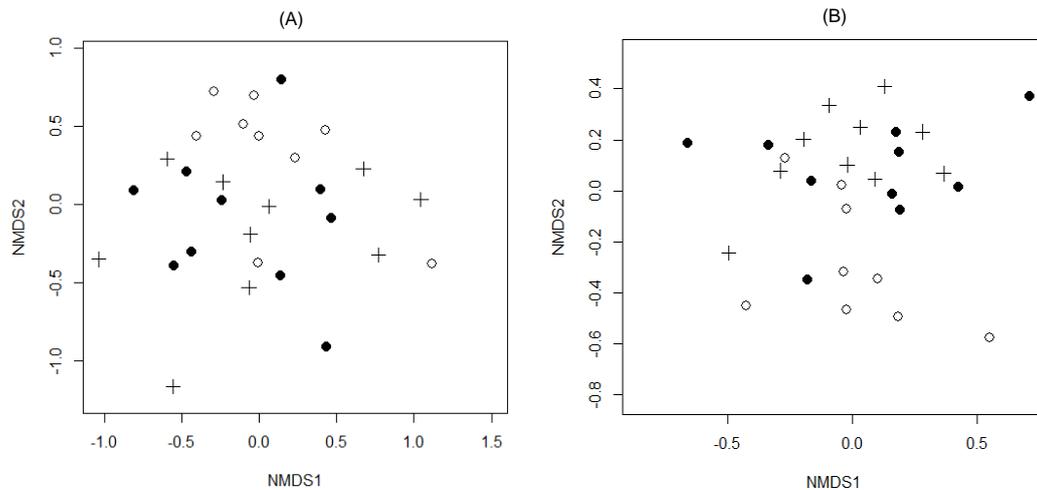


Figura 5. Ordenação da composição de artrópodes por NMDS nas áreas de cana-de-açúcar (o), borda (•) e interior (+) dos fragmentos florestais com a queima (A) e sem a queima (B) da palhada.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que a queima anual da matriz de cana-de-açúcar para a conversão de biocombustível no Mato Grosso afeta a estrutura da comunidade de artrópodes presentes nos fragmentos florestais. Os efeitos adversos causados pelo fogo como a alta temperatura, a redução de habitats e de recursos e alterações na

umidade e pH do solo influenciam negativamente as comunidades biológicas, causando a erosão da biodiversidade nestas áreas (ARAÚJO & RIBEIRO, 2005; CERTINI, 2005). Além disso, fragmentos próximos a áreas com manejo de queima estão mais susceptíveis ao fogo, uma vez que o acúmulo de matéria seca nestes locais, principalmente na margem dos fragmentos, pode aumentar a flamabilidade, causando o alastramento do fogo para as áreas florestadas (LAURANCE *et al.*, 2001; D'ANGELO *et al.*, 2004; BOWMAN & MURPHY, 2010).

A riqueza e a abundância das ordens Diptera, Hymenoptera e Coleoptera não diferiram estatisticamente entre os fragmentos em ambos os manejos de colheita da cana-de-açúcar. Artrópodes com maior mobilidade, como a maioria das espécies de Diptera e Coleoptera são capazes de fugirem de ambientes hostis e colonizarem os fragmentos após a passagem do fogo (DELETTRE, 1994). Além disso, os dípteros geralmente possuem ciclo reprodutivo muito curto (10-20 dias), o que contribui para a alta abundância deste grupo nos ecossistemas e para sua recuperação nas áreas influenciadas pela queima (CORBI & TRIVINHO-STRIXINO, 2006). Os efeitos do fogo podem não ser impactantes para Hymenoptera, uma vez que a maioria dos indivíduos capturados geralmente vivem ou podem abrigar-se no subsolo, onde a temperatura raramente chega a um limite letal (ARAÚJO *et al.*, 2004). Segundo RADFORD & ANDERSEN (2012), Diptera, Coleoptera e Hymenoptera apresentam um alto poder de resiliência, podendo em menos de um ano se recuperar totalmente dos impactos causados pela queima.

Embora a riqueza e a abundância de Formicidae tenham sido maiores nos fragmentos sem a queima da matriz, estas variáveis não diferiram significativamente entre os diferentes manejos de colheita. A alta resistência deste grupo aos efeitos do fogo também foi observada por VASCONCELOS *et al.* (2008) na Amazônia brasileira. O fato destes insetos construírem ninhos a grandes profundidades do solo e estruturalmente protegidos de variações de temperatura e umidade possivelmente foi determinante na alta captura de Formicidae, principalmente do gênero *Atta*, nas áreas com influência da queima (MOREIRA & FORTI, 1999;

ROCES & KLEINEIDAM, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2004). Além disso, PARR *et al.* (2004) apontam que as formigas são organismos com alta resiliência aos impactos do fogo, podendo em um prazo de apenas oito meses se recuperarem totalmente deste distúrbio. Os gêneros *Crematogaster*, *Iridomyrmex*, *Pseudomyrmex* e *Tetraoponera* foram capturados exclusivamente nos fragmentos sem a queima da matriz. Com exceção de *Iridomyrmex* que constrói seus ninhos no solo, a maioria das espécies de *Crematogaster*, *Pseudomyrmex* e *Tetraoponera* é arborícola e, por esse motivo, podem estar mais vulneráveis aos impactos do fogo (MORAIS & BENSON, 1988). Já os gêneros *Aphaenogaster* e *Liometopum*, encontrados somente nas áreas com a queima da cana-de-açúcar, constroem seus ninhos no subsolo, dentro ou sob troncos de árvores, estando protegidos de impactos causados pelo fogo (ANDRADE & URBANI, 1999; MACKAY & MACKAY, 2002).

Embora os efeitos da queima da cana-de-açúcar não tenha afetado significativamente a riqueza de Scarabaeidae, este distúrbio foi determinante para a abundância destes besouros. Similarmente aos resultados encontrados neste trabalho LOUZADA *et al.* (2010) observaram que os efeitos diretos do fogo não influenciaram a riqueza de Scarabaeinae em fragmentos da Amazônia, no entanto, os autores enfatizam que quando este distúrbio compromete a cobertura vegetal dos fragmentos podem ocorrer alterações drásticas na estrutura da comunidade deste grupo. Apesar de não ser o foco deste estudo, nos fragmentos analisados não foram observados danos na cobertura da vegetação causados pela queima da matriz, o que pode ter contribuído para a alta riqueza de Scarabaeinae nestas áreas. A alta abundância de Scarabaeinae nos fragmentos sem a queima da matriz foi influenciada principalmente pelos gêneros *Dichotomius* e *Canthon*. Estes organismos coprófagos alimentam-se principalmente de fezes de médios e grandes mamíferos e são espacialmente estruturados em função da disponibilidade de recursos (HANSKI, 1989; CAMBEFORT, 1991; NICHOLS *et al.* 2009). A menor abundância destes gêneros nos fragmentos com a queima da matriz pode estar

relacionada com a baixa disponibilidade de recursos oferecidos nestas áreas, tendo em vista que SILVEIRA *et al.*, (1999) observaram que mamíferos com maior mobilidade conseguem fugir rapidamente para áreas adjacentes quando ameaçados pelo fogo.

Neste trabalho não foram observadas diferenças na riqueza de gêneros e na abundância de Termitidae nos fragmentos com e sem a queima da matriz. Em áreas de Cerrado DE SOUZA *et al.* (2003) também não observaram alterações significativas no número de gêneros e na abundância de cupins após a queima. Similarmente a muitas espécies de formigas, o ninho dos cupins consiste em uma das suas principais defesas contra variações de temperatura e umidade que podem ser causadas pelo fogo (NOIROT & DARLINGTON, 2000). Além disso, uma única colônia pode construir vários ninhos espacialmente separados, permitindo que os cupins migrem para habitats adjacentes que não estão sendo afetados pela queima (ABENSPERG-TRAUN *et al.* 1996). Embora estes insetos frequentemente estejam associados a determinados tipos de alimentos muitos não são especialistas restritos, apresentando guildas flexíveis o suficiente para suportar sobreposição de nicho caso o fogo cause a redução dos recursos utilizados pelos térmites (MATHEWS, 1977; ABENSPERG-TRAUN 1992). Por exemplo, espécies de *Nasutitermes*, que foi o gênero mais capturado neste trabalho, são principalmente referidas como xilófagas (ARAUJO, 1970; MATHEWS, 1977), mas são comumente encontradas em áreas agrícolas (MELO-FILHO & VEIGA, 1997; MIRANDA *et al.*, 2004). Dessa forma, mesmo que a queima da matriz tenha afetado algum recurso utilizado por estes organismos eles poderiam sobreviver reorganizando suas necessidades alimentares.

A riqueza e a abundância de Phoridae (Diptera) não diferiram entre os fragmentos com e sem a queima da matriz. Os forídeos apresentam hábitos bastante variados garantindo sua sobrevivência em vários tipos de habitats (ADIS *et al.*, 1998; GUDLEIFSSON & BJARNADÓTTIR, 2002), sendo encontrados frequentemente próximos ou sobre vários tipos de materiais em decomposição (PETERSON, 1987). A alta abundância de térmites e indivíduos do gênero *Atta*

(Formicidae) nas áreas com a queima da matriz pode ter amenizado os impactos da queima sobre estes organismos, uma vez que os forídeos são importantes parasitas destes insetos (TONHASCA, 1996; DISNEY *et al.*, 2009).

A família Dolichopodidae (Diptera) foi significativamente afetada pela queima da matriz agrícola. Os fragmentos influenciados pelo fogo estão sujeitos a alterações no microclima, como aumento de temperatura e a diminuição da umidade (SPERA *et al.*, 2000), tornando-se um ambiente desfavorável para a sobrevivência das espécies de Dolichopodidae que são preferencialmente encontradas em locais com altas taxas de umidade (ROBINSON & VOCKEROTH, 1981; BRANCO *et al.*, 2010).

Vários fatores devem ser considerados ao avaliar os impactos do fogo sobre a diversidade da fauna. As características biológicas de cada espécie, a frequência e a intensidade das queimadas (FRIZZO *et al.*, 2011) e as características físicas do local, como a heterogeneidade da paisagem e o tamanho e a forma do fragmento (HILL & CURRAN, 2003; FISHER & WILKINSON, 2005) podem ser determinantes nos impactos do fogo sobre as comunidades biológicas. Neste trabalho, o tamanho do fragmento teve grande influência na composição de artrópodes, minimizando os efeitos deletérios das queimadas sobre a comunidade.

A riqueza, abundância e composição dos artrópodes não diferiram entre a matriz, borda e centro dos fragmentos florestais, indicando a utilização indiscriminada destes ambientes pelos *taxa* de artrópodes. O fato da maioria dos fragmentos analisados apresentar tamanho pequeno dificulta a distinção dos efeitos da borda e do núcleo sobre as comunidades de artrópodes, permitindo que as espécies transitem sem restrições entre estes ambientes (LAURANCE *et al.*, 1998; SOBRINHO & SCHOEREDER, 2006). Além disso, espécies generalistas de artrópodes podem ser atraídas para as plantações de cana-de-açúcar, uma vez que estes locais oferecem grandes quantidades de recursos e ausência de predadores naturais, tornando-

se um ambiente favorável como abrigo ou para forrageamento (MIRANDA *et al.*, 2004; ROSSI & FOWLER, 2004; SOUTO *et al.*, 2011).

Diante dos resultados obtidos neste trabalho, conclui-se que o processo de colheita da cana-de-açúcar através da queima da palhada altera a estrutura das comunidades de artrópodes nos fragmentos florestais circundados pela monocultura. As principais ordens capturadas (Diptera, Hymenoptera e Coleoptera) não foram afetadas significativamente pelos impactos do fogo. No entanto, ao analisarmos níveis taxonômicos menores houve variações de respostas dos artrópodes quanto ao manejo de colheita da cana-de-açúcar, como por exemplo, as famílias Formicidae, Termitidae e Phoridae, que não apresentaram mudanças em suas assembléias nos locais com a queima da matriz. Em contrapartida, Dolichopodidae foi significativamente afetada pelo fogo. O maior fragmento inserido na matriz com queima foi menos afetado por este distúrbio, o que reforça a importância de grandes áreas na manutenção da diversidade biológica em áreas com produção agrícola. Os diferentes ambientes estudados (matriz, borda e centro dos fragmentos) não foram uma barreira para as comunidades de artrópodes, que foram capazes de utilizar estes locais de forma indiscriminada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABENSPERG-TRAUN, M. 1992. The effects of sheep-grazing on the subterranean termite fauna (Isoptera) of the Western Australian wheatbelt. **Journal of Australian Ecology** 17:425-432.
- ABENSPERG-TRAUN, M.; STEVE, D. & ATKINS, L. 1996. The influence of plant diversity on the resilience of harvester termites to fire. **Pacific Conservation Biology** 2:279-285.
- ADIS, J.; HARADA, A.Y.; FONSECA, C. R. V.; PAARMANN, W. & RAFAEL, J.A. 1998. Arthropods obtained from Amazonian tree species “Cupiuba” (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural pyrethrum. **Acta Amazonica** 28(3):273-283.
- AMARAL, D. L. & FONZAR, B. C. 1982. Vegetação. *In*: RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais**. Folha SD. 21 Cuiabá. Rio de Janeiro. v.26, p.401-452.
- ANDRADE, M. L. & URBANI, B. C. 1999. Diversity and adaptation in the ant genus *Cephalotes*, past and present (Hymenoptera, Formicidae). **Stuttgarter Beitrage zur Naturkunde Serie B (Geologie und Palaontologie)** 271:1-889.

- ARAÚJO, R. L. 1970. Termites of the Neotropical Region. *In*: KRISHNA, K.; WEESNER, F. M. eds. **Biology of Termites**. Academic Press, New York. v. 2, p. 527-571.
- ARAÚJO, M. S.; LUCIA, T. M. C. D.; DA VEIGA, C. E. & NASCIMENTO, I. C. 2004. Efeito da queima da palhada de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídeos. **Ecología Austral** **14**:191-200.
- ARAÚJO, E. A. & RIBEIRO, G. A. 2005. Impactos do fogo sobre a entomofauna do solo em ecossistemas florestais. **Natureza & Desenvolvimento** **1**(1):75-85.
- ASSAD, M. L. L. 1997. Fauna do solo. *In*: VARGAS, M. A. T. & HUNGRIA, M. **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, p. 363-443.
- BORROR, D. J. & DE LONG, D. M. 1969. **Introdução ao Estudo dos Insetos**. São Paulo, Adgard Blucher Ltda, 653 p.
- BOWMAN, D. M. J. S. & MURPHY, B. P. 2010. Fire and biodiversity. *In*: SODHI, N. S. & EHRLICH, P. R. eds. **Conservation Biology for All**. Oxford University Press, p. 163-177.
- BRANCO, R. T. P. C.; PORTELA, G. L. F.; BARBOSA, O. A. A.; SILVA, P. R. R. & PÁDUA, L. E. M. 2010. Análise faunística de insetos associados à cultura da cana-de-açúcar, em área de transição floresta Amazônica – Cerrado (Mata de Cocal), no município de União – Piauí – Brasil. **Semina: Ciências Agrárias** **31**(1):1113-1120.
- CAMBEFORT, Y. 1991. Biogeography and Evolution. *In*: HANSKI, I. & CAMBEFORT, Y. eds. **Dung Beetle Ecology**. Princeton, Princeton University Press, p. 51-67.
- CERTINI, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia** **143**:1-10.
- CORBI, J. J. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2006. Ciclo de vida de duas espécies de *Goeldichironomus* (Diptera, Chironomidae). **Revista Brasileira de Entomologia** **50**(1):72-7.
- CULIK, M. P.; MARTINS, D. S. & VENTURA, J. A. 2006. Collembola (Arthropoda: Hexapoda) communities in the soil of papaya orchards managed with conventional and integrated production in Espírito Santo, Brazil. **Biota Neotropica** **6**(3):1-8.
- D'ANGELO, S. A.; ANDRADE, A. C. S.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. & MESQUITA, R. C. G. 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology** **20**:243-246.
- DE SOUZA, O.; ALBUQUERQUE, L. B.; TONELLO, V. M.; PINTO, L. P. & JUNIOR, R. R. 2003. Effects of fire on termite generic richness in a savanna-like ecosystem ('Cerrado') of central Brazil. **Sociobiology** **42**:639-649.
- DELETTRE, Y. R. 1994. Fire disturbance of a chironomid (Diptera) community on heathlands. **Journal of Applied Ecology** **31**(3):560-570.
- DISNEY, R. H. L.; KOKBOON, N. & CHOWYANG, L. 2009. A new species of scuttle fly (Diptera: Phoridae) parasitizing a termite (Isoptera: Termitidae) in Malaysia. **Sociobiology** **54**(1):89-94.

- DIXO, M. & MARTINS, M. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **Journal of Tropical Ecology** **24**:551-554.
- FEARNSIDE, P. M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica** **36**(3):395-400.
- FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. 2003. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: the case of Mato Grosso. **World Resource Review** **15**(3):352-361.
- FISHER, J. T. & WILKINSON, L. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvesting in the North American boreal forest. **Mammal Review** **35**(1):51-81.
- FRIZZO, T. L. M.; BONIZÁRIO, C.; BORGES, M. P. & VASCONCELOS, H. L. 2011. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis** **15**(2):365-379.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** **91**:223-229.
- GIBBS, H. K.; RUESCH, A. S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M. K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N. & FOLEY, J. A. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)** **107**(38):16732-16737.
- GUDLEIFSSON, B. E. & BJARNADÓTTIR, B. 2002. List of invertebrates collected in pitfall traps in hayfields and pastures in Northern-Iceland 1996-1997. **Icelandic Agricultural Sciences** **15**:27-36.
- HANSKI, I. 1989. Dung Beetles. *In*: LEITH, H. & WERNER, J. A. eds. **Tropical Rain Forest Ecosystems**. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, p. 489-511.
- HILL, J. L. & CURRAN, P. J. 2005. Fragment shape and tree species composition in tropical forests: a landscape level investigation. **African Journal of Ecology** **43**:35-43.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 1992. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro, 91 p.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 2013. **Dados Meteorológicos Mato Grosso**. Disponível em: <<http://www.agritempo.gov.br>>. Acesso em: 10.02.2013.
- LAURANCE, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of Nature Reserves. **Biological Conservation** **57**: 205-219.
- LAURANCE, W. F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** **55**:77-92.

- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R. & LAURANCE, S. G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** **79**(6):2032-2040.
- LAURANCE, W. F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSTIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L. & LOVEJOY, T. E. 2001. Rain Forest fragmentation and structure on Amazonian liana communities. **Ecology** **82**:105-116.
- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O.W. & DHILLION, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology** **33**(4):159-193.
- LOPES, F. S. & RIBEIRO, H. 2006. Mapeamento de internações hospitalares por problemas respiratórios e possíveis associações à exposição humana aos produtos da queima da palha de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Epidemiologia** **9**(2):215-225.
- LOUZADA, J. N. C.; LIMA, A. P.; MATAVELLI, R.; ZAMBALDI, L. & BARLOW, J. 2010. Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. **Landscape Ecology** **25**:631-641.
- MACEDO, N. & ARAÚJO, J. R. 2000. Efeitos da queima do canavial sobre insetos predadores. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil** **29**(1):71-77.
- MACKAY, W. P. & MACKAY, E. E. 2002. The ants of New Mexico (Hymenoptera: Formicidae). **The Edwin Mullen Press**, Lewiston: 408 p.
- MATHEWS, A. G. A. 1977. **Studies on termites from the Mato Grosso state, Brazil**. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, 267 p.
- MELO FILHO, R. M. & VEIGA, A. R. S. L. 1997. Eficiência da Fosfina no Controle do Cupim de Montículo, *Nasutitermes* sp. (Isoptera: Termitidae) em Cana-de-Açúcar. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil** **26**(1):21-25.
- MIRANDA, C. S.; VASCONCELLOS, A. & BANDEIRA, A. G. 2004. Termites in Sugar Cane in Northeast Brazil: Ecological Aspects and Pest Status. **Neotropical Entomology** **33**(2):237-241.
- MORAIS, H. C. & BENSON, W. W. 1988. Recolonização de vegetação de Cerrado após queimada, por formigas arborícolas. **Revista Brasileira de Biologia** **48**:459-466.
- MOREIRA, A. A. & FORTI, L. C. 1999. Distribuição de substratos nas colônias de *Atta laevigata* (F. Smith, 1858) (Hymenoptera: Formicidae). **Scientia Agricola** **52**(6):465-469.
- MORTON, D. C.; DE FRIES, R.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; ESPIRITO-SANTO, F. B.; FREITAS, R. & MORISETTE, J. 2006. Cropland Expansion Changes Deforestation Dynamics in the Southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)** **103**(39):14637-14641.
- NICHOLS, E.; GARDNER, T. A.; PERES, C. A.; SPECTOR, S. & NETWORK, T. S. R. 2009. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. **Oikos** **118**:481-487.

- NOIROT, C. & DARLINGTON, J. P. E. C. 2000. Termite nests: architecture, regulation and defence. *In*: ABE, T.; BIGNELL, D. E. & HIGASHI, M. eds. **Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology**. Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. p. 121-137.
- PARR, C. L.; ROBERTSON, H. G.; BIGGS, H. C. & CHOWN, S. L. 2004. Response of African savanna ants to long-term fire regimes. **Journal of Applied Ecology** 41:630-642.
- PETERSON, B. V. 1987. Phoridae. *In*: MCALPINE, J. F.; PETERSON, B. V.; SHEWELL, G. E.; TESKEY, H. J.; VOCKEROTH, J. R. & WOOD, D. M. eds. **Manual of Nearctic Diptera**. Research Branch Agriculture Canada. v. 2, n. 28, p. 689-712.
- PIRATELLI, A.; ANDRADE, V. A.; LIMA-FILHO, M. L. 2005. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Iheringia: Série Zoológica** 95(2):217-222.
- R CORE TEAM. 2012. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 05.06.2012.
- RADFORD, I. J. & ANDERSEN, A. N. 2012. Effects of fire on grass-layer savanna macroinvertebrates as key food resources for insectivorous vertebrates in northern **Australia**. **Austral Ecology** 37:733-742.
- RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A. & CONSTANTINO, R. 2012. **Insetos do Brasil**. Ribeirão Preto, ed. Holos, 810 p.
- RICO, A.; KINDLMANN, P. & SEDLÁČEK, F. 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. **Folia Zoologica** 56(1):1-12.
- ROBINSON, H. & VOCKEROTH, J. R. 1981. Dolichopodidae. *In*: MCALPINE, J. F.; PETERSON, B. V.; SHEWELL, G. E.; TESKEY, H. J.; VOCKEROTH, J. R. & WOOD, D. M. eds. **Manual of Nearctic Diptera**. Research Branch Agriculture Canada. v. 1, n. 27, p. 625-640.
- ROCES, F. & KLEINEIDAM, C. 2000. Humidity preference for fungus culturing by workers of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* rubropilosa. **Insectes Sociaux** 47:348-350.
- ROSSI, M. N. & FOWLER, H. G. 2004. Predaceous ant fauna in new sugarcane fields in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 47(5):805-811.
- SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. & SANAIOTTI, T. M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity and Conservation** 21:1127-1147.
- SCHOWALTER, T. D. 2006. **Insect Ecology: an ecosystem approach**. ed. 2. Califórnia, Academic Press, 574 p.
- SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JACOMA, A. T. D. & DINIZ, J. A. F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx** 33:108-114,
- SOBRINHO, T. G. & SCHOEREDER, J. H. 2006. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera:

Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodiversity and Conservation** **16**:1459-1470.

SOUTO, K. C. F. L.; PEREIRA, C. D. & LOMÔNACO, C. 2011. Body size, symmetry and abundance of *Euxesta stigmatias* (Loew) and *Euxesta sororcula* (Wiedemann) (Diptera: Ulidiidae) in a natural reserve and in a guava orchard in Uberlândia, MG, Brazil. **Neotropical Entomology** **40**(6):661-668.

SPERA, S. T.; REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SILVA, J. C. S. 2000. Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro no Cerrado de Planaltina, DF, submetido à ação do fogo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** **35**(9):1817-1824.

UMETSU, F. & 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.

VASCONCELOS, H. L.; ARAÚJO, B. B.; MAYHÉ-NUNES, A. J. 2008. Patterns of diversity and abundance of fungus-growing ants (Formicidae: Attini) in areas of the Brazilian Cerrado. **Revista Brasileira de Zoologia** **25**(3):445-450.

MUDANÇA NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ARTRÓPODES EM FRAGMENTOS FLORESTAIS INSERIDOS EM MATRIZ DE CULTIVO PARA A PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEL NA AMAZÔNIA MERIDIONAL

[Preparado de acordo com as normas da revista Iheringia - Série Zoologia]

Abstract: In this study we tried the effects of edge, size and shape of forest fragments on the arthropod community structure at 20 fragments in sugarcane matrix in the southwestern in Mato Grosso. Samples were collected using pitfall traps in the forest fragments core and forest fragments edge. We captured a total of 56,106 arthropods belonging to 16 orders and 149 morphotypes, of which 27,884 were sampled at the edge and 28,222 at the core, with richness of 153 and 150, respectively. The most common families sampled in both environments were Formicidae, Scarabaeidae, Phoridae, Dolichopodidae and Termitidae. Abundance and richness of arthropods did not differ between the edge and the core. The size and shape of fragments didn't influence the richness and the abundance this group. However, the edge and the size determine in the composition of the arthropods community.

Keywords: fragmentation, sugarcane, Arthropoda, edge effect.

Resumo: Neste trabalho nós testamos os efeitos da borda, tamanho e forma dos fragmentos florestais sobre a estrutura da comunidade de artrópodes em 20 fragmentos inseridos em matriz de cana-de-açúcar localizados no sudoeste do Mato Grosso. A coleta dos artrópodes foi feita através de armadilhas de queda (*pitfall*) que foram instaladas na borda e no centro dos fragmentos. No total, foram coletados 56.106 artrópodes pertencentes a 149 morfotipos e 16 ordens. Destes, 27.884 indivíduos foram capturados na borda e 28.222 no centro dos fragmentos, com riqueza de 153 e 150, respectivamente. As principais famílias amostradas em ambos os ambientes foram Formicidae, Scarabaeidae, Phoridae, Dolichopodidae e Termitidae. Não houve variações na riqueza e na abundância de artrópodes entre a borda e o interior das áreas. O tamanho e a forma dos fragmentos não influenciaram a riqueza e abundância deste grupo. No entanto, a borda e o tamanho da área foram determinantes na composição da comunidade de artrópodes.

Palavras-chave: fragmentação, cana-de-açúcar, Arthropoda, efeito de borda.

INTRODUÇÃO

Os impactos da fragmentação de hábitat sobre as comunidades biológicas têm sido amplamente discutidos nos últimos anos (LAURANCE *et al.*, 2002; STEPHENS *et al.*, 2003; FEARNSIDE, 2006; SANTOS-FILHO *et al.*, 2008; HAAG *et al.*, 2010). Os efeitos da fragmentação causam alterações drásticas na estrutura física e biológica dos fragmentos, tornando-se uma das principais ameaças à biodiversidade (BIERREGAARD *et al.*, 1992; BOSWELL *et al.*, 1998). A borda, o tipo de matriz, o grau de isolamento, o tamanho e a forma dos fragmentos

florestais são fatores determinantes na diversidade biológica das manchas de habitats (RICKETTS, 2001; SANTOS-FILHO *et al.*, 2012).

Uma das principais consequências da fragmentação é o efeito de borda que causa alterações neste microambiente, expondo as espécies a fatores adversos, como aumento de temperatura e luz solar, ventos fortes e a baixa umidade (BIERREGAARD *et al.*, 1992; MURCIA, 1995). As respostas das espécies a estes efeitos variam de acordo com as características biológicas de cada indivíduo e com a distância que estes impactos alcançam nos fragmentos florestais, uma vez que quanto mais próximo do centro menores são os efeitos de borda (MURCIA, 1995; DIDHAM & LAWTON, 1999). Além disso, o tipo de matriz circundante aos fragmentos florestais pode ser um fator determinante na intensidade desses efeitos e na manutenção das comunidades biológicas (GASCON *et al.*, 1999; UMETSU & PARDINI, 2007; FRANKLIN & LINDENMAYER, 2009).

Outros fatores como o tamanho e a forma dos fragmentos florestais também são determinantes na dinâmica das espécies (SOBRINHO & SCHOEREDER, 2006). Manchas de habitats pequenas e com formatos irregulares podem intensificar os efeitos de borda e causar a perda ou a diminuição de populações (LAURANCE *et al.*, 1998; HILL & CURRAN, 2005). Embora alguns estudos demonstrem que grandes fragmentos abrigam uma maior diversidade de espécies (PARDINI *et al.*, 2005; NICHOLS *et al.*, 2007), as áreas pequenas também têm um eficiente papel na conservação desses organismos, abrigando várias espécies, principalmente artrópodes (GIBB & HOCHULI, 2002; LAWES *et al.*, 2007).

Os artrópodes desempenham importantes papéis nos ecossistemas, atuando na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, polinização, regulação de populações microbianas e como fonte de alimento para os demais níveis tróficos (BOCK *et al.*, 1992; LAVELLE *et al.*, 1997; KRELL *et al.*, 2003). Além disso, vários trabalhos demonstram a eficiência desses organismos como bioindicadores de impactos ambientais (PAOLETTI, 1999;

BROWN JÚNIOR & FREITAS, 2000). Assim, cada vez mais tem aumentado o número de estudos referentes aos impactos da fragmentação sobre as comunidades de artrópodes.

No estado do Mato Grosso a necessidade de trabalhos que busquem avaliar os efeitos da fragmentação é fundamental, tendo em vista que nesta região extensas áreas florestadas foram convertidas em terras dedicadas a atividades agrícolas (SKOLE & TUCKER, 1993; FEARNSIDE & BARBOSA, 2003), formando um mosaico de fragmentos inseridos em matrizes altamente antropizadas. Diante destes fatores e da importância ecológica dos artrópodes para os ecossistemas, este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos das variáveis físicas: borda, tamanho e forma dos fragmentos florestais sobre a estrutura das comunidades de artrópodes no sudoeste de Mato Grosso.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Este trabalho foi realizado em 20 fragmentos florestais localizados nos municípios de Barra de Bugres e Denise, sudoeste do Mato Grosso (Figura 1). Os fragmentos são formados por Floresta Estacional Semidecidual Submontana, caracterizados por sua posição altimétrica em relação ao nível do mar, que varia de 100 m a 500 m, apresentando um clima com duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa (IBGE, 1992) com precipitação média anual de 1.703 mm (INMET, 2013). Nesta subformação a porcentagem de árvores caducifólia situa-se em torno de 20% ou mais, sendo a vegetação composta principalmente por jequitibás (*Cariniana* spp.), perobas (*Aspidosperma* spp.), cedros (*Cedrela* spp.), angicos (*Piptadenia* spp.), entre outras (AMARAL E FONZAR, 1982). No estado do Mato Grosso este tipo de vegetação ocupa uma área de aproximadamente 31.250 Km² (FEARNSIDE & BARBOSA, 2003).

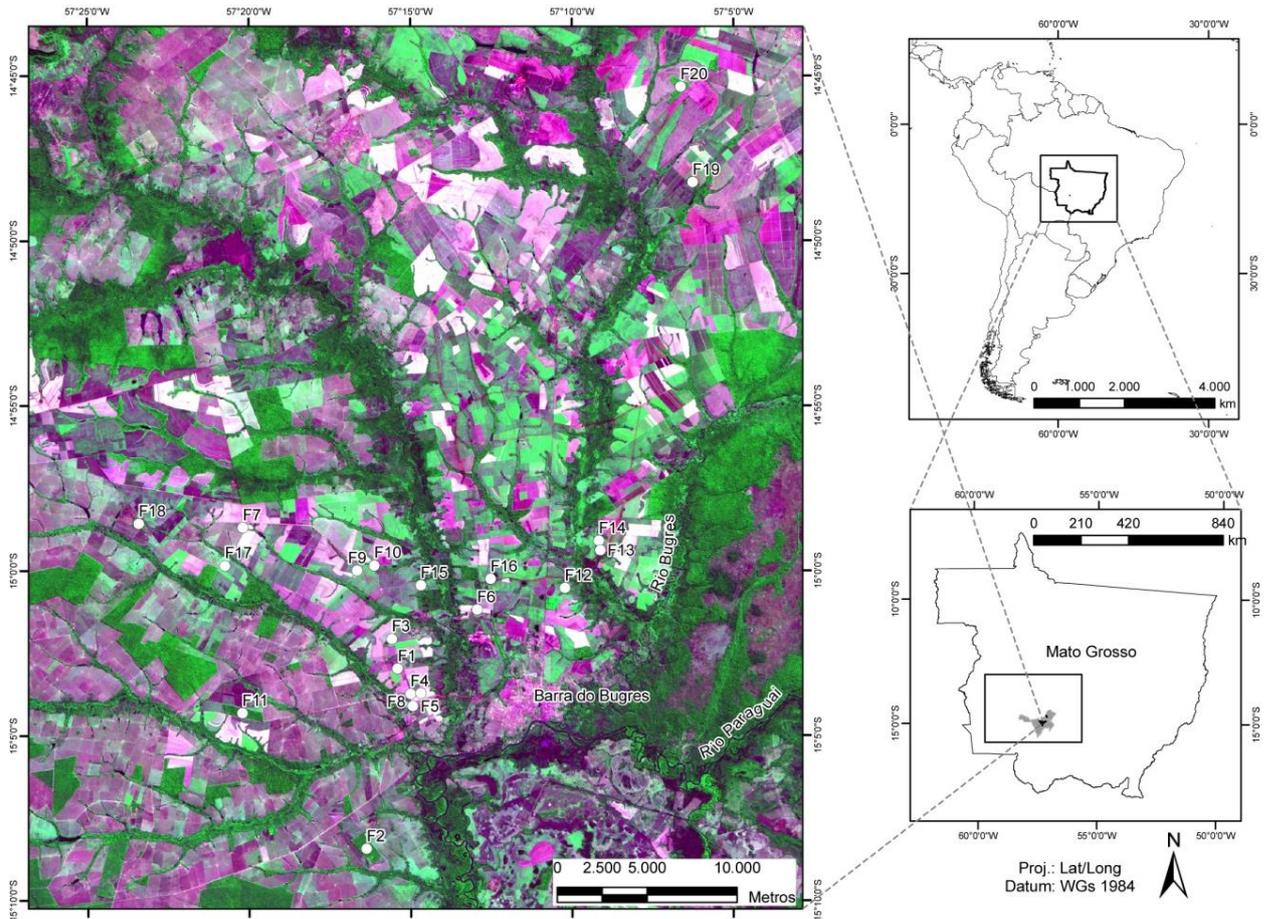


Figura 1. Localização dos 20 fragmentos florestais analisados nos municípios de Barra do Bugres e Denise – MT.

Os 20 fragmentos florestais analisados estão inseridos em matrizes de cultivo de cana-de-açúcar com dois métodos de manejo de colheita, sendo que do F1 a F10 a colheita é mecanizada e do F11 a F20 este processo é manual, através da queima da palhada (Tabela I). As coletas dos dados foram realizadas nos meses de abril, maio e junho de 2012.

Tabela 1. Localização, Tamanho e Forma dos 20 fragmentos florestais analisados nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT. IF= Índice de forma dos fragmentos florestais calculado pela equação $\{SI=p/200 * (\pi * Ta)^{0,5}\}$ proposta por Laurance (1991) e Laurance & Yensen (1991). Fragmentos com colheita mecanizada em cinza e fragmentos com colheita com queima em branco.

Área	Latitude	Longitude	Tamanho (ha)	IF
F1	15°02'58.80"	57°15'24.99"	3,3	1,02
F2	15°08'25.71"	57°16'23.57"	128,8	1,39
F3	15°02'05.62"	57°15'37.40"	18,1	1,27
F4	15°03'43.77"	57°14'59.80"	5,9	1,32

F5	15°03'42.18"	57°14'41.03"	2,8	1,23
F6	15°01'05.71"	57°12'32.49"	3,6	1,05
F7	14°58'40.76"	57°20'10.95"	15,3	1,19
F8	15°04'06.88"	57°14'55.27"	5,6	1,48
F9	15°00'01.50"	57°16'31.56"	2,3	1,23
F10	14°59'55.62"	57°15'46.13"	54,6	2,9
F11	15°04'18.63"	57°20'18.22"	106,2	1,53
F12	15°00'32.12"	57°10'13.08"	2,6	1,07
F13	14°59'23.72"	57°09'55.80"	2,1	1,15
F14	14°59'02.01"	57°09'06.37"	6,9	1,57
F15	15°00'25.15"	57°14'30.75"	2,4	1,1
F16	15°00'16.69"	57°12'14.98"	4,9	1,02
F17	15°00'15.66"	57°14'51.41"	17,7	1,57
F18	14°56'35.16"	57°29'15.45"	21,3	1,9
F19	14°48'14.10"	57°06'16.12"	26	1,18
F20	14°45'25.22"	57°06'38.81"	83,1	1,48

Coleta dos Artrópodes

As coletas dos artrópodes foram realizadas com armadilhas de queda (*pitfall*) compostas de um recipiente plástico de um litro, os quais foram enterrados até a borda do solo. Em cada fragmento foram instalados dois transectos: na borda e no centro do fragmento (Figura 2). O transecto do centro variou em distância da borda de acordo com o tamanho e a forma de cada fragmento. Em cada transecto foram dispostas dez armadilhas distanciadas 10 m uma da outra. Nos recipientes foram depositados cerca de 300 ml de solução salina, para conservar os artrópodes e 5 ml de detergente para eliminar a tensão superficial. Após cinco dias as amostras foram recolhidas, etiquetadas e encaminhadas para o laboratório, onde foram transferidos para recipientes contendo álcool 70%.

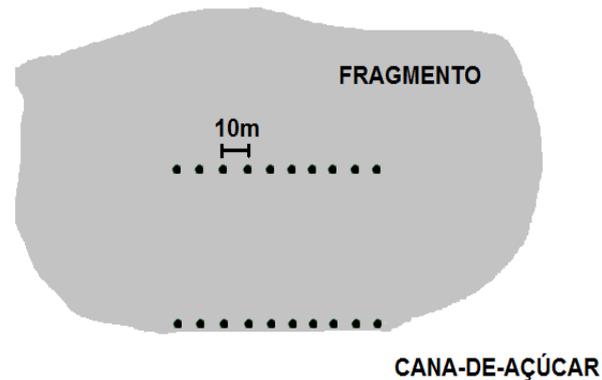


Figura 2. Disposição das armadilhas de queda (*pitfalls*) na borda e no centro dos fragmentos florestais localizados nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.

Para esse estudo utilizou-se somente os meso e macroartrópodes, de acordo com a classificação de ASSAD (1997). Todos os *taxa* foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio de chaves dicotômicas (BORROR & DE LONG, 1969; RAFAEL *et al.*, 2012), e, posteriormente, morfotipados. Formicidae, Isoptera e Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) foram classificados até gênero por especialistas.

Análises dos Dados

Para testar a independência espacial entre os 20 fragmentos florestais e para os transectos de cada área analisada (borda e centro) realizou-se o teste de Mantel. A matriz de distância geográfica foi obtida através da distância euclidiana entre as coordenadas geográficas. O teste de Wilcoxon foi realizado para avaliar diferenças significativas na riqueza e abundância de artrópodes entre as áreas de borda e centro dos fragmentos florestais. Realizou-se também a correlação de Spearman para analisar a relação entre a riqueza e a abundância de artrópodes com o tamanho e a forma dos fragmentos. Posteriormente, para analisar a variação da composição de artrópodes quanto ao tamanho e a forma dos fragmentos fez-se o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) utilizando uma matriz de incidência (presença e ausência) e a medida de similaridade de Jaccard. Nesta análise os fragmentos foram classificados em pequenos (2,1 ha a 6,9 ha), médios (15,3 ha a 26 ha) e

grandes (54,6 ha a 128 ha). O formato dos fragmentos foram categorizados em circulares a moderadamente circulares (IF= 1,02 a 1,48) e irregulares (IF= 1,53 a 2,9) com base no padrão utilizado por LAURANCE *et al.* (1998) e através da análise das imagens das áreas.

Para as análises estatísticas excluíram-se as famílias Formicidae e Termitidae por se tratarem de organismos eussociais e formarem grandes colônias com elevadas abundâncias. Em análise exploratória verificou-se que tais grupos subestimariam os demais *taxa* de artrópodes amostrados, o que poderia levar a conclusões errôneas sobre a estrutura da comunidade nas áreas analisadas. Todas as análises estatísticas utilizadas nesse estudo foram feitas utilizando o software R versão 2.15.1 (R CORE TEAM, 2012).

RESULTADOS

Foram coletados 56.106 artrópodes pertencentes a 149 morfotipos e 16 ordens. Destes, 27.884 indivíduos foram capturados nas áreas de borda e 28.222 no centro dos fragmentos florestais, com riqueza de 153 e 150, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância mínima (Mín), máxima (Máx), média e desvio padrão (DP) das ordens de artrópodes por área na borda e no centro dos fragmentos florestais nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.

Ordem	Borda			Centro		
	Mín	Máx	Média±DP	Mín	Máx	Média±DP
Acarina	1	1	0,1±0,30	2	2	0,1±0,44
Araneae	1	2	0,2±0,52	1	2	0,25±0,55
Blattaria	1	11	1,75±2,93	1	12	2,15±3,57
Coleoptera	1	46	8,35±12,99	1	100	9,15±22,45
Dermaptera	1	2	0,25±0,55	1	3	0,3±0,73
Diptera	2	122	22,25±31,45	7	122	22,6±27,76
Hemiptera	1	7	1,1±1,80	1	6	0,85±1,56
Hymenoptera	13	4.540	648,75±1092,01	16	2.017	470,65±611,20
Isoptera	3	2.923	660,8±882,11	4	8.806	903,5±2082,42
Lepdoptera	0	0	0	1	1	0,05±0,22
Mantodea	1	1	0,05±0,22	0	0	0
Opiliones	1	1	0,1±0,30	0	0	0

Orthoptera	1	3	0,4±0,75	1	2	0,25±0,55
Scolopendromorpha	1	4	0,25±0,91	0	0	0
Scorpiones	1	2	0,4±0,75	1	5	0,6±1,27
Spirobolida	1	1	0,15±0,36	3	1	0,2±0,69

As ordens de artrópodes mais capturadas nos fragmentos florestais foram Diptera (65 morfotipos e 903 indivíduos), Hymenoptera (49 morfotipos e 22.377 indivíduos) e Coleoptera (42 morfotipos e 350 indivíduos). As famílias mais capturadas foram Formicidae com 41 morfotipos, pertencentes a sete subfamílias e 24 gêneros. Em seguida, destaca-se Scarabaeidae com 30 e Phoridae com 14 morfotipos. Os *taxa* com maior abundância foram Termitidae com 32.286, Formicidae com 22.363 e Phoridae com 466 indivíduos capturados.

Na borda dos fragmentos as ordens Hymenoptera, Acarina, Blattaria, Hemiptera e Orthoptera tiveram maior riqueza. Em relação à abundância, Hemiptera, Hymenoptera e Orthoptera foram as mais representativas, quando comparadas as amostragens no centro dos fragmentos. A riqueza de Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Isoptera e Spirobolida foi maior no centro dos fragmentos. Para a abundância destacaram-se Isoptera, Diptera, Coleoptera, Blattaria, Scorpiones e Araneae (Figura 3).

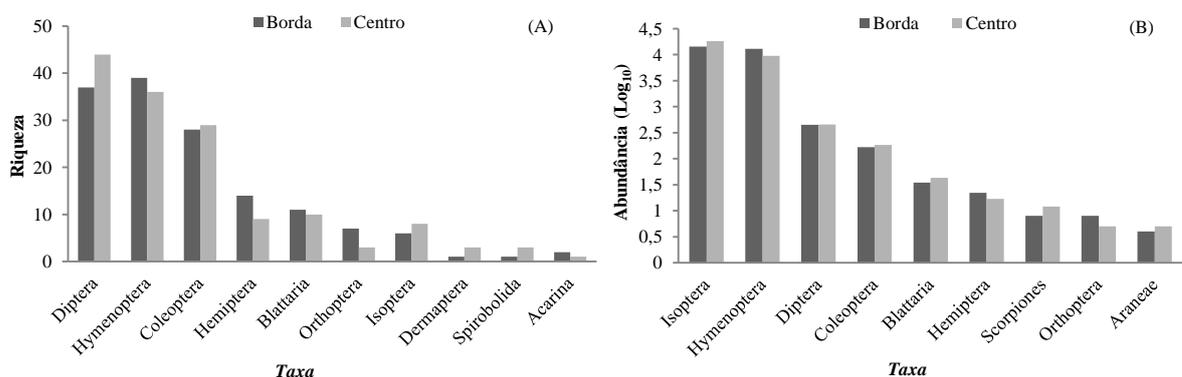


Figura 3. Riqueza (A) e abundância em Log_{10} (B) das principais ordens de artrópodes capturadas na borda e no centro dos fragmentos florestais.

Das 14 famílias de artrópodes compartilhadas entre os dois ambientes analisados, dez tiveram maior riqueza na borda dos fragmentos, sendo Dolichopodidae e Termitidae as mais

representativas. Para Formicidae o número de morfotipos encontrados foi o mesmo em ambos os locais amostrados (Figura 4A). A abundância dos artrópodes variou entre a borda e o centro dos fragmentos, sendo Termitidae, Phoridae, Scarabaeidae e Dolichopodidae mais abundantes no centro das áreas, enquanto Formicidae, Sciaridae, Sarcophagidae e outros tiveram maior abundância na margem dos fragmentos (Figura 4B). A abundância de Ulidiidae foi consideravelmente alta na borda quando comparada com o centro.

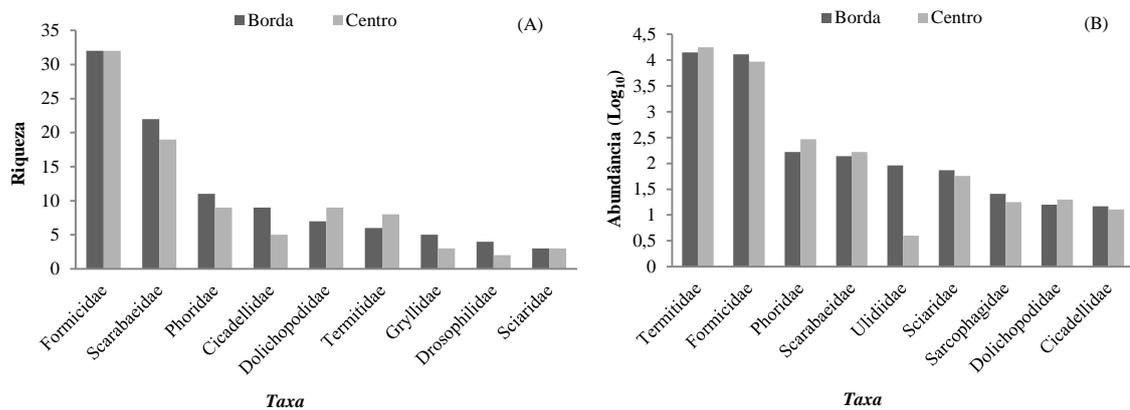


Figura 4. Grupos de artrópodes que apresentaram maior riqueza (A) e abundância (B) na borda e no centro dos fragmentos florestais localizados nos municípios de Barra do Bugres e Denise, MT.

Dez famílias e 75 morfotipos de artrópodes foram encontrados exclusivamente na borda dos fragmentos florestais, sendo que apenas as famílias Chloropidae, Muscidae, Gryllacrididae e Chironomidae foram representadas por mais de um indivíduo. No centro dos fragmentos, 12 famílias e 72 morfotipos foram exclusivos dessa área. Cecidomyiidae, Anthomyiidae, Chrysomelidae, Forficulidae, Lauxaniidae e Noteridae foram as famílias com maior abundância.

Na borda dos fragmentos florestais foram capturados 23 gêneros de formigas. *Atta*, *Solenopsis* e *Linepithema* foram os mais abundantes com 9.283, 997 e 594 indivíduos, respectivamente. Os gêneros *Cephalotes* com 5 indivíduos, *Liometopum* com 4, *Aphaenogaster* e *Zacryptocerus* com um indivíduo cada, foram encontrados exclusivamente na borda dos fragmentos. No centro dos fragmentos foram encontrados 20 gêneros de Formicidae, sendo os mais abundantes *Atta* com 5.154, *Acromyrmex* com 1.247 e

Camponotus com 646 formigas. O gênero *Ponera*, coletado somente em áreas centrais, foi representado por sete indivíduos.

A subfamília Scarabaeinae (Scarabaeidae) foi representada por 12 gêneros nas áreas de borda, sendo os mais abundantes *Canthon* com 65, *Dichotomius* com 32 e *Canthidium* com 17 besouros capturados. *Trichillum* com um indivíduo, *Ontherus*, *Phanaeus* e *Scybalocanthon* com dois indivíduos cada, foram exclusivos das áreas de borda. Scarabaeinae teve 11 gêneros no centro dos fragmentos florestais. *Dichotomius*, *Canthon* e *Canthidium* foram os mais abundantes com 92, 38 e 8 indivíduos. Os gêneros *Pseudocanthon* com um indivíduo, *Canthonella* e *Onthophagus* com dois indivíduos cada, foram encontrados somente nestes locais.

Na borda dos fragmentos, a família Termitidae (Isoptera) foi representada pelos gêneros *Nasutitermes* com 12.290 cupins, *Syntermes* com 899, *Velocitermes* com 472, *Diversitermes* com 428, *Parvitermes* com 110 e *Rhynchotermes* com 17 indivíduos. Nenhum gênero foi exclusivo desse ambiente. No centro dos fragmentos, Termitidae foi representada por oito gêneros, sendo eles: *Nasutitermes* com 15.782, *Diversitermes* com 977, *Syntermes* com 837, *Atlantitermes* com 177, *Parvitermes* com 185, *Velocitermes* com 53, *Rhynchotermes* com 43 e *Spinitermes* com 16 indivíduos capturados. *Atlantitermes* e *Spinitermes* foram capturados somente nas armadilhas do centro das áreas.

A análise de Mantel não apresentou correlação espacial entre os fragmentos e os transectos de cada área ($r < 0,5$ e $p > 0,05$, para ambos os casos). Não foram observadas diferenças significativas na riqueza (Wilcoxon = 83,5; $p = 0,947$) e na abundância (Wilcoxon = 77; $p = 0,304$) de artrópodes entre a borda e o centro dos fragmentos florestais. No entanto, através da NMDS, observa-se que a composição da comunidade diferiu entre estes dois ambientes (stress = 18) (Figura 5). A análise de regressão múltipla indicou que a riqueza ($r^2 = 0,068$; $F_{3,59} = 0,623$; $p = 0,547$) e a abundância ($r^2 = 0,0005$; $F_{3,59} = 0,0009$; $p = 0,999$) de

artrópodes não foram afetadas pelo tamanho e forma das áreas (Figura 6).

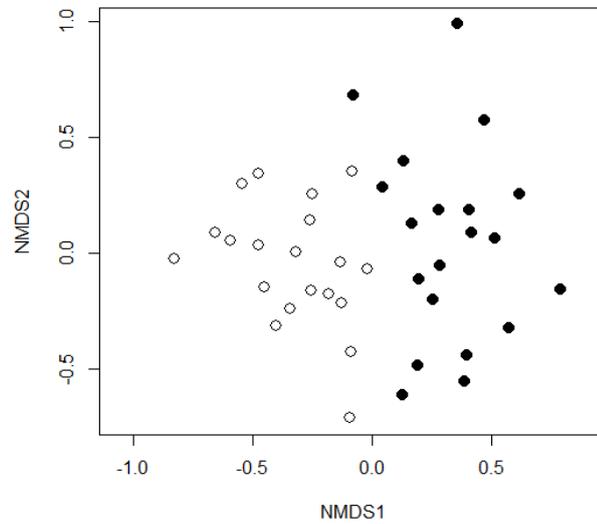


Figura 5. Ordenação da composição de artrópodes nas áreas de borda (o) e centro (•) dos fragmentos florestais sumarizada em dois eixos da NMDS.

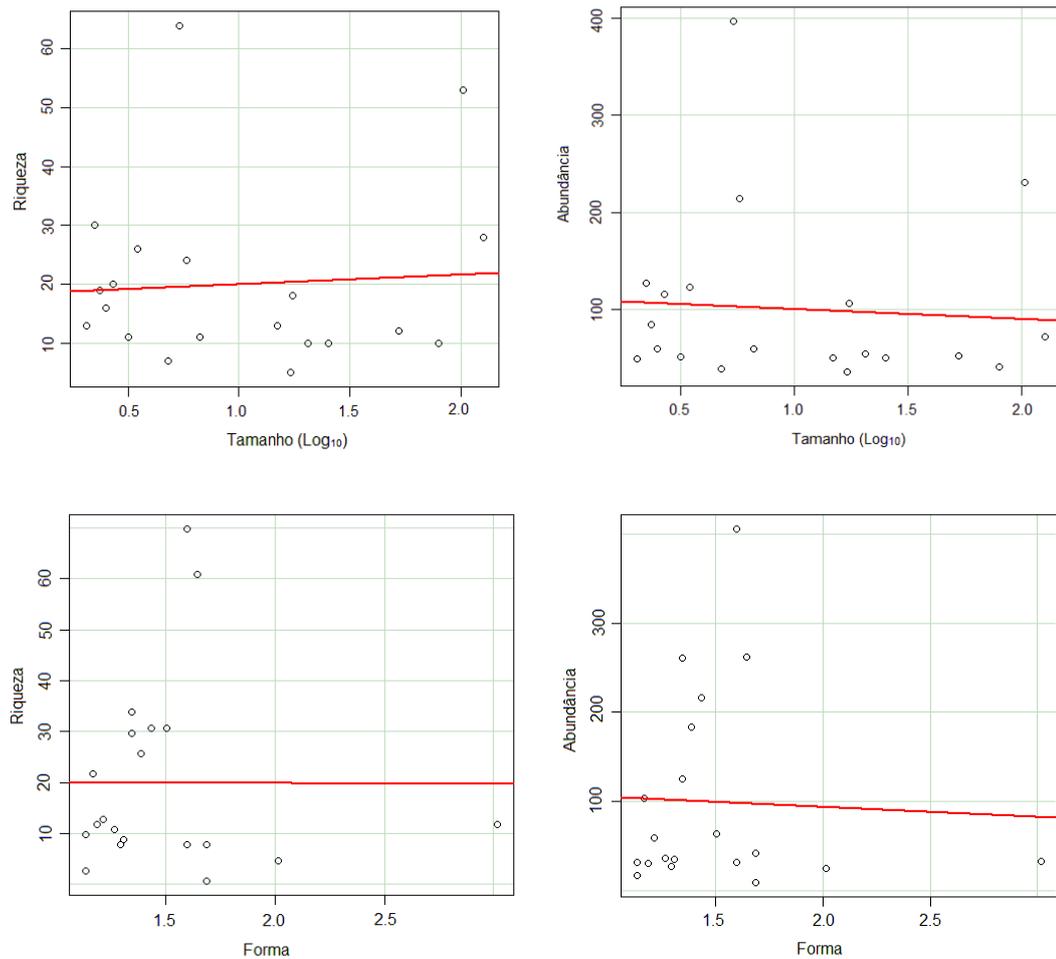


Figura 6. Análise de regressão linear entre as variáveis físicas (tamanho e forma dos fragmentos florestais) com a riqueza e a abundância de artrópodes.

A ordenação da composição de artrópodes sumarizada em dois eixos da NMDS não apresentou um padrão de distribuição dos dados quanto ao formato dos fragmentos florestais (stress= 20,4) (Figura 7). No entanto, para o tamanho (stress= 20,5) observa-se que os fragmentos maiores (F2, F20 e F11) apresentaram composição distinta das demais áreas, com exceção do F10 (54,6 ha), que corresponde ao menor dos fragmentos classificados como grandes (Figura 8). Dos 22 morfotipos encontrados no F10, 11 foram compartilhados com o F7, e 13 com o F14 e o F15. O F2 foi a área que apresentou maior número de morfotipos exclusivos (13 de um total de 44 morfotipos) representados pelas famílias Phoridae, Dolichopodidae, Drosophilidae, Sciaridae, Cecidomyiidae, Tipulidae, Scarabaeidae, Nitidulidae, Gryllidae, Sphingidae e a ordem Opiliones. Quanto ao F20, de um total de 23 morfotipos amostrados, 20 também foram encontrados no F11, representados pelas famílias Cecidomyiidae, Chrysomelidae, Formicidae, Scarabaeidae, Syrphidae, Tenebrionidae e Termitidae.

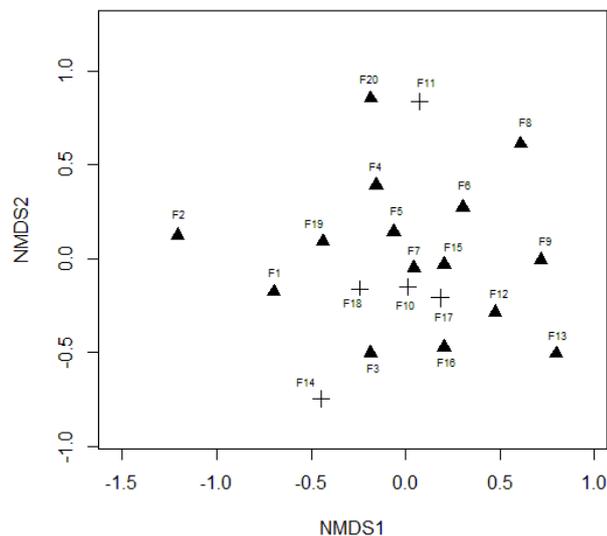


Figura 7. Ordenação da composição da comunidade de artrópodes quanto à forma dos fragmentos florestais sumarizada em dois eixos da NMDS. (▲)= fragmentos circulares a moderadamente circulares; (+)= fragmentos irregulares.

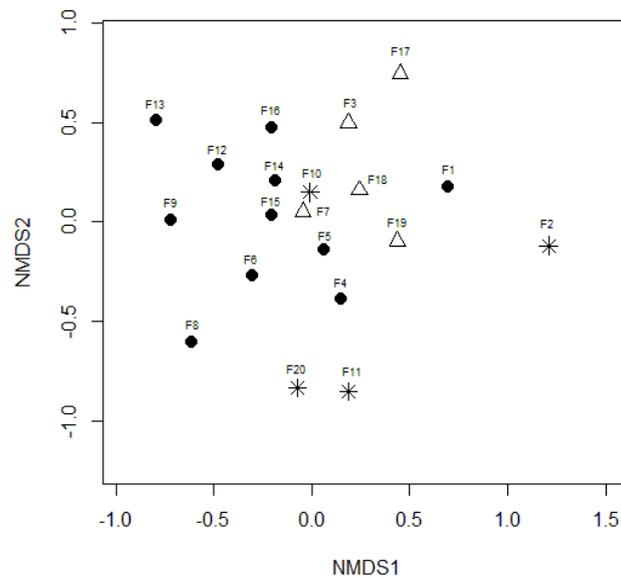


Figura 8. Ordenação da composição da comunidade de artrópodes quanto ao tamanho dos fragmentos florestais sumariada em dois eixos da NMDS. (•) = fragmentos pequenos; (Δ) = fragmentos médios; (*) = fragmentos grandes.

DISCUSSÃO

Não foram observadas diferenças significativas entre a borda e o centro dos fragmentos quanto à riqueza e a abundância de artrópodes, no entanto, houve distinções na composição da comunidade entre estes ambientes. As alterações no microclima e na estrutura da vegetação da borda causadas pela fragmentação afetam a estrutura da comunidade de artrópodes nestes locais, levando a uma composição distinta entre a borda e o centro (YAHNER, 1988; ARAÚJO *et al.*, 2011). Alguns *taxa*, tais como Hymenoptera, Hemiptera e Blattaria foram mais encontrados na borda dos fragmentos, enquanto outros, como por exemplo Isoptera, Diptera e Coleoptera foram mais capturados no centro das áreas. Estas variações de respostas dos artrópodes aos efeitos da borda em florestas tropicais também foram observados por DIDHAM *et al.* (1998), LEIDNER *et al.* (2010), SPECTOR & AYZAMA (2003) e SOBRINHO & SCHOEREDER (2006). Também deve-se considerar que a mortalidade de espécies vegetais ocasionadas pelos efeitos de borda leva ao acúmulo de serapilheira nestes locais (LAURANCE *et al.*, 2001; D'ANGELO *et al.*, 2004), e como a maioria dos artrópodes capturados neste trabalho utiliza estes materiais como sítio de alimentação, reprodução ou oviposição (MORAIS & ROSA, 2000;

SOUZA-SILVA *et al.*, 2009; ARAÚJO & ESPÍRITO-SANTO FILHO, 2012), estas áreas acabam se tornando favoráveis para a sobrevivência e desenvolvimento desses grupos.

Phoridae foi uma das famílias de Diptera mais capturada neste trabalho, apresentando maior riqueza na borda e maior abundância no centro das áreas. Os hábitos bastante variados destes organismos permitem sua sobrevivência em vários tipos de habitats, podendo ser encontrados tanto em áreas florestadas (ADIS *et al.*, 1998) quanto ambientes abertos, como pastagens (GUDLEIFSSON & BJARNADÓTTIR, 2002). Os forídeos geralmente são capturados próximos ou sobre vários tipos de materiais em decomposição (PETERSON, 1987). Além disso, as larvas de Phoridae são parasitas de insetos, principalmente de cupins e formigas do gênero *Atta* (TONHASCA, 1996; DISNEY *et al.*, 2009), que também tiveram alta abundância na margem dos fragmentos.

A família Dolichopodidae (Diptera), que teve maior riqueza e abundância no centro das áreas, é encontrada preferencialmente em ambientes úmidos (ROBINSON & VOCKEROTH, 1981; BRANCO *et al.*, 2010) e heterogêneos (VILKS, 2007). O microambiente do interior do fragmento pode ter favorecido a ocorrência deste grupo, tendo em vista que nesse local a intensidade dos efeitos de borda geralmente é menor e as taxas de umidade são maiores (BÁLDI, 1999). Além disso, a maioria das espécies de Dolichopodidae é predadora e se alimenta principalmente de larvas e adultos de Diptera, larvas de Coleoptera e Collembola (ULRICH, 2004), que neste trabalho tiveram alta abundância no centro das áreas e podem ter influenciado a ocorrência dos dolichopodídeos nesses locais. Embora os dados de Collembola não tenham sido expostos neste estudo por não se enquadrarem no grupo dos meso e macroartrópodes (ASSAD, 1997), a abundância deste grupo no centro das áreas foi de 67 contra 32 indivíduos coletados na borda.

A família Ulidiidae (Diptera) se destacou neste trabalho pela sua alta abundância na borda dos fragmentos florestais. As espécies desta família utilizam como sítio de alimentação

e oviposição cascas de árvores mortas (STEYSKAL, 1987) e plantações de milho, tomate, goiaba e cana-de-açúcar, podendo causar grandes prejuízos aos cultivares (CAPINEIRA, 2001; SOUTO *et al.*, 2011). O contado direto entre as plantações de cana-de-açúcar com a margem da área florestada pode ter influenciado na maior captura desta família na borda.

Dentre as formigas capturadas, o gênero *Atta* se destacou pela alta captura nos ambientes analisados. Estas formigas são consideradas herbívoras generalistas, sendo frequentemente encontradas em ambientes perturbados, principalmente em ambientes abertos (JAFFE & VILELA, 1989; URBAS *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2008), reforçando os resultados obtidos neste trabalho, onde a maior ocorrência de *Atta* foi na margem dos fragmentos. Isso ocorre porque estas formigas são favorecidas pela grande quantidade de plantas pioneiras presentes nas margens dos fragmentos que geralmente apresentam poucas defesas contra predadores, tornando-se alvo desses indivíduos que utilizam partes da planta para cultivar seu fungo simbiote (COLEY & BARONE, 1996; KOST *et al.*, 2011).

Os gêneros de Scarabaeinae (Coleoptera) *Canthidium*, *Canthon*, *Canthonella*, *Dichotomius*, *Ontherus*, *Onthophagus*, *Phanaeus*, *Scybalocanton* e *Trichillum* foram os mais capturados neste trabalho. Estes besouros apresentam uma ampla distribuição de habitats e já foram registrados tanto em áreas florestadas quanto em ambientes abertos, incluindo Cerrado, áreas de tabuleiro, pastagens naturais e áreas agrícolas (ESTRADA *et al.*, 1998; DURÃES *et al.*, 2005; MENDES & LINHARES, 2006; ENDRES *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2008; DÍAZ *et al.*, 2010; HERNÁNDEZ & VAZ-DE-MELLO, 2009; SILVA *et al.*, 2010; AUDINO *et al.*, 2011). Dos gêneros que ocorreram exclusivamente na borda, apenas *Scybalocanthon* é encontrado preferencialmente em ambientes florestados (HERNÁNDEZ, 2002; ANDRESEN, 2003; HERNÁNDEZ & VAZ-DE-MELLO, 2009). O gênero *Pseudocanthon*, que ocorreu somente no centro das áreas, é encontrado principalmente em ambientes abertos, como pastagens, florestas secundárias, agroflorestas e áreas agrícolas (SCHIFFLER *et al.*, 2003; COSTA *et al.*,

2009; KORASAKI *et al.*, 2012).

A riqueza e a abundância de cupins foram maiores no centro dos fragmentos florestais, reforçando os resultados observados por EGGLETON *et al.* (1995) e JONES *et al.* (2003) que relacionaram a alta riqueza e abundância desse grupo às áreas florestadas. *Nasutitermes* foi o gênero com maior captura na borda e no centro dos fragmentos. De acordo com BANDEIRA *et al.* (2003) e EGGLETON *et al.* (1995), os cupins que se alimentam de madeira, tais como a maioria das espécies de *Nasutitermes* são mais abundantes em ambientes perturbados e abertos do que aqueles que se alimentam de húmus e matéria orgânica do solo, como é o caso de algumas espécies do gênero *Atlantitermes*, que teve ocorrência restrita ao centro dos fragmentos.

O tamanho e a forma dos fragmentos florestais não afetaram significativamente a riqueza e a abundância de artrópodes nos fragmentos inseridos em matrizes de cana-de-açúcar. No entanto, o tamanho das áreas foi determinante na composição da comunidade de artrópodes. DIDHAM *et al.* (1998), HALME & NIEMELÄ (1993) e BALDISSERA *et al.* (2012) também observaram variações na composição de artrópodes em fragmentos de diferentes tamanho.

Os resultados obtidos neste trabalho reforçam a importância e a necessidade de grandes fragmentos inseridos em paisagens altamente antropizadas para a conservação de artrópodes. No entanto, em áreas ocupadas por atividades agrícolas, principalmente grandes monoculturas, raramente se observa a presença de grandes fragmentos (RANTA *et al.*, 1998). Neste trabalho, por exemplo, a maioria dos fragmentos analisados possuía menos que 10 hectares enquanto apenas dois eram maiores que 100 hectares. No Nordeste do Brasil, RANTA *et al.* (1998) observaram que de 1.839 fragmentos inseridos em matrizes de cana-de-açúcar cerca de 48% tinham menos de 10 hectares e cerca de 7% eram maiores que 100 hectares.

Diante dos resultados obtidos neste trabalho observou-se que a riqueza e a abundância

de artrópodes não diferiu entre a borda e o centro dos fragmentos, nem quanto ao tamanho nem quanto à forma das áreas. No entanto, a composição da comunidade foi significativamente afetada pela borda e tamanho das áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADIS, J.; HARADA, A. Y.; FONSECA, C. R. V.; PAARMANN, W. & RAFAEL, J. A. 1998. Arthropods obtained from Amazonian tree species “Cupiuba” (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural pyrethrum. **Acta Amazonica** **28**(3):273-283.
- AMARAL, D. L. & FONZAR, B. C. 1982. Vegetação. *In*: RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais**. Folha SD. 21 Cuiabá. Rio de Janeiro. v.26, p.401-452.
- ANDRESEN, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography** **26**:87-97.
- ARAÚJO, W. S.; JULIÃO, G. R.; RIBEIRO, B. A.; SILVA, I. P. A.; SANTOS, B. B. 2011. Diversity of galling insects in *Styrax pohl* (Styracaceae): edge effect and use as bioindicators. **Revista de Biologia Tropical** **59**(4):1589-1597.
- ARAÚJO, W. S. & ESPÍRITO-SANTO FILHO, K. 2012. Edge effect benefits galling insects in the Brazilian Amazon. **Biodiversity and Conservation** **21**(11):2991-2997.
- ASSAD, M. L. L. 1997. Fauna do solo. *In*: VARGAS, M. A. T. & HUNGRIA, M. **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC. p.363-443.
- AUDINO, L. D.; SILVA, P. G.; NOGUEIRA, J. M.; MORAES, L. P. & VAZ-DE-MELLO, F. Z. 2011. Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) de um bosque de eucalipto introduzido em uma região originalmente campestre. **Iheringia** **101**(1-2):121-126.
- BÁLDI, A. 1999. Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. **Biodiversity and Conservation** **8**:1697-1706.
- BALDISSERA, R.; RODRIGUES, E. N. L. & HARTZ, S. M. 2012. Metacommunity Composition of Web-Spiders in a Fragmented Neotropical Forest: Relative Importance of Environmental and Spatial Effects. **Plos One** **7**(10):1-9.
- BANDEIRA, A. G.; VASCONCELOS, A.; SILVA, M. P. & CONSTANTINO, R. 2003. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a highland humid forest in the Caatinga Domain, Brazil. **Sociobiology** **42**(1):117-127,
- BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; DOS SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience** **42**:859-866.
- BOCK, C. E.; BOCK, J. H. & GRANT, M. C. 1992. Effects of bird predation on grasshopper densities in an Arizona grassland. **Ecology** **73**(5):1706-1717.

- BORROR, D. J. & DE LONG, D. M. 1969. **Introdução ao Estudo dos Insetos**. São Paulo: Adgard Blucher Ltda, 653 p.
- BOSWELL, G. P.; BRITTON, N. F. & FRANKS, N. R. 1998. Habitat fragmentation, percolation theory and the conservation of a keystone species. **Proceedings of the Royal Society B** **265**:1921-1925.
- BRANCO, R. T. P. C.; PORTELA, G. L. F.; BARBOSA, O. A. A.; SILVA, P. R. R. & PÁDUA, L. E. M. 2010. Análise faunística de insetos associados à cultura da cana-de-açúcar, em área de transição floresta Amazônica – Cerrado (Mata de Cocal), no município de União – Piauí – Brasil. **Semina: Ciências Agrárias** **31**(1):1113-1120.
- BROWN JÚNIOR, K. S. & FREITAS, A. V. L. 2000. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica** **32**(4b):934-956.
- CAPINEIRA, J. L. 2001. **Handbook of vegetable pests**. San Diego, Academic Press, 781 p.
- COLEY, P. D. & BARONE, J. A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematic** **27**:305-335.
- COSTA, A. N.; VASCONCELOS, H. L.; VIEIRA-NETO, E. H. M. & BRUNA, E. M. 2008. Do herbivores exert top-down effects in Neotropical savannas? Estimates of biomass consumption by leaf-cutter ants. **Journal of Vegetation Science** **19**:849-854.
- COSTA, C. M. Q.; SILVA, F. A. B.; FARIAS, A. I. & MOURA, R. C. 2009. Diversidade de Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) coletados com armadilha de interceptação de vôo no Refúgio Ecológico Charles Darwin, Igarassu-PE, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **53**(1):88-94.
- D'ANGELO, S. A.; ANDRADE, A. C. S.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. & MESQUITA, R. C. G. 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology** **20**:243-246.
- DÍAZ, A.; GALANTE, E. & FAVILA, M. E. 2010. The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest. **Journal of Insect Science** **10**(8):1-16.
- DIDHAM, R. K.; HAMMOND, P. M.; LAWTON, J. H.; EGGLETON, P. & STORK, N. E. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. **Ecological Monographs** **68**(3):295-323.
- DIDHAM, R. K. & LAWTON, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica** **31**:17-30.
- DISNEY, R. H. L.; KOKBOON, N. & CHOWYANG, L. 2009. A new species of scuttle fly (Diptera: Phoridae) parasitizing a termite (Isoptera: Termitidae) in Malaysia. **Sociobiology** **54**(1):89-94.
- DURÃES, R.; MARTINS, W. P. & VAZ-DE-MELLO, F. Z. 2005. Dung Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) Assemblages across a Natural Forest-Cerrado Ecotone in Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Entomology** **34**(5):721-731.

- EGGLETON, P.; BIGNELL, D. E.; SANDS, W. A.; WAITE, B.; WOOD, T. C. & LAWTON, J. H. 1995. The species richness of termites (Isoptera) under differing levels of forest disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology** **11**:85-98.
- ENDRES, A. A.; CREÃO-DUARTE, A. & HERNÁNDEZ, M. I. M. 2007. Diversidade de Scarabaeidae *s. str.* (Coleoptera) da Reserva Biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro Nordeste. **Revista Brasileira de Entomologia** **51**(1):67-71.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; DADDA, A. & CAMMARANO, P. 1998. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, México. **Journal of Tropical Ecology** **14**:577-593.
- FEARNSIDE, F. M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica** **36**(6):395-400.
- FEARNSIDE, P. M. & BARBOSA, R. I. 2003. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: The case of Mato Grosso. **World Resource Review** **15**(3):352-361.
- FRANKLIN, J. F. & LINDENMAYER, D. B. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)** **106**(2):349-350.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation** **91**:223-229.
- GIBB, H. & HOCHULI, D. F. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. **Biological Conservation** **106**:91-100.
- GUDLEIFSSON, B. E. & BJARNADÓTTIR, B. 2002. List of invertebrates collected in pitfall traps in hayfields and pastures in Northern-Iceland 1996-1997. **Icelandic Agricultural Sciences** **15**:27-36.
- HAAG, T.; SANTOS, A. S.; SANA, D. A.; MORATO, R. G.; CULLEN JR, L.; CRAWSHAW, P. G.; DE ANGELO, C.; BITETTI, M. S.; SALZANO, F. M. & EIZIRIK, E. 2010. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). **Molecular Ecology** **19**(22):4906-4921.
- HALME, E. & NIEMELÄ, J. 1993. Carabidae beetles in fragments of coniferous forest. **Annales Zoologici Fennici** **30**:17-30.
- HERNÁNDEZ, M. I. M. 2002. The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. **Revista Brasileira de Entomologia** **46**(4):597-600.

- HERNÁNDEZ, M. I. M. & VAZ-DE-MELLO, F. Z. 2009. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia** **53**(4):607-613.
- HILL, J. L. & CURRAN, P. J. 2005. Fragment shape and tree species composition in tropical forests: a landscape level investigation. **African Journal of Ecology** **43**:35-43.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 1992. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro, 91 p.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 2013. **Dados Meteorológicos Mato Grosso**. Disponível em: <<http://www.agritempo.gov.br>>. Acesso em: 10.02.2013.
- JAFFE, K. & VILELA, E. 1989. On nest densities of the leaf-cutting ant *Atta Cephalotes* on tropical primary forest. **Biotropica** **21**(3):234-236.
- JONES, D. T.; SUSILO, F. X.; BIGNELL, D. E.; HARDIWINOTOS, S.; GILLISON, A. N.; EGGLETON, P. 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. **Journal of Applied Ecology** **40**:380-391.
- KORASAKI, V.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; BRAGA, R. F.; ZANETTI, R. & LOUZADA, J. 2012. Taxocenose de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em Benjamin Constant, AM. **Acta Amazonica** **42**(3):423-432.
- KOST, C.; TREMMEL, M. & WIRTH, R. 2011. Do Leaf Cutting Ants Cut Undetected? Testing the Effect of Ant-Induced Plant Defences on Foraging Decisions in *Atta colombica*. **Plos One** **6**(7):1-8.
- KRELL, F. T.; HIRTHE, G.; SEINE, R. & POREMBSKI, S. 2003. Rhinoceros beetles pollinate water lilies in Africa (Coleoptera: Scarabaeidae: Dynastinae; Magnoliidae: Nymphaeaceae). **Ecotropica** **9**:103-106.
- LAURANCE, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of Nature Reserves. **Biological Conservation** **57**: 205-219.
- LAURANCE, W. F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** **55**:77-92.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE MERONA, J. M. & LAURANCE, S. G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** **79**(9):2032-2040.
- LAURANCE, W. F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNESIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L. & LOVEJOY, T. E. 2001. Rain Forest fragmentation and structure on Amazonian liana communities. **Ecology** **82**:105-116.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O. JR.; LAURANCE, S. G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology** **16**(3):605-618.

- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W. & DHILLION, S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology** **33**(4):159-193.
- LAWES, M. J.; JOUBERT, R.; GRIFFITHS, M. E.; BOUDREAU, S. & CHAPMAN, C. A. 2007. The effect of the spatial scale of recruitment on tree diversity in Afromontane forest fragments. **Biological Conservation** **139**:447-456.
- LEIDNER, A. K.; HADDAD, N. M. & LOVEJOY, T. E. 2010. Does Tropical Forest Fragmentation Increase Long-Term Variability of Butterfly Communities? **Plos One** **5**:1-8.
- MENDES, J. & LINHARES, A. 2006. Coleoptera Associated with Undisturbed Cow Pats in Pastures in Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology** **35**(6):715-723.
- MORAIS, P. B. & ROSA, C. A. 2000. Interações entre *Drosophila* e leveduras em ambientes tropicais. In: MARTINS, R. P.; LEWINSOHN, T. M. & BARBEITOS, M. S. eds. **Ecologia e Comportamento de Insetos**. Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro. v. 8, p. 321-336.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree** **10**(2):58-62.
- NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M. & VULINEC, K.; 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation** **137**:1-19.
- PAOLETTI, M. G. 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment** **74**:1-18.
- PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETO, R. & METZGER, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation** **124**:253-266.
- PETERSON, B. V. 1987. Phoridae. In: MCALPINE, J. F.; PETERSON, B. V.; SHEWELL, G. E.; TESKEY, H. J.; VOCKEROTH, J. R. & WOOD, D. M. eds. **Manual of Nearctic Diptera**. Research Branch Agriculture Canada. v. 2, n. 28, p. 689-712.
- R CORE TEAM. 2012. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 05. 06.2012.
- RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A. & CONSTANTINO, R. 2012. **Insetos do Brasil**. Ribeirão Preto, ed. Holos, 810 p.
- RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E. & SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation** **7**:385-403.
- RICKETTS, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist** **158**(1):87-99.

- ROBINSON, H. & VOCKEROTH, J. R. 1981. Dolichopodidae. *In*: MCALPINE, J. F.; PETERSON, B. V.; SHEWELL, G. E.; TESKEY, H. J.; VOCKEROTH, J. R. & WOOD, D. M. eds. **Manual of Nearctic Diptera**. Research Branch Agriculture Canada. v. 1, n. 27, p. 625-640.
- SANTOS-FILHO, M.; DA SILVA, D. J. & 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**(4):703-710.
- SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. & SANAIOTTI, T. M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity and Conservation** **21**:1127-1147.
- SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. & AZEVEDO, C. O. 2003. Scarabaeidae (Coleoptera) do Delta do Rio Doce e Vale do Suruaca no Município de Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências** **5**(2):189-204.
- SILVA, P. G.; GARCIA, M. A. R. & VIDAL, M. B. 2008. Besouros copro-necrófagos (Coleoptera: Scarabaeidae *stricto sensu*) coletados em ecótono natural de campo e mata em Bagé, RS. **Ciência e Natura** **30**(2):71-91.
- SILVA, R. J.; DINIZ, S. & VAZ-DE-MELLO, F. Z. 2010. Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de Cerrado na Chapada dos Parecis, MT. **Neotropical Entomology** **39**(6):934-941.
- SKOLE, D. & TUCKER, C. 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. **Science** **260**:1905-1910.
- SOBRINHO, T. G. & SCHOEREDER, J. H. 2006. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodiversity and Conservation** **16**:1459-1470.
- SOUTO, K. C. F. L.; PEREIRA, C. D. & LOMÔNACO, C. 2011. Body size, symmetry and abundance of *Euxesta stigmatias* (Loew) and *Euxesta sororcula* (Wiedemann) (Diptera: Ulidiidae) in a natural reserve and in a guava orchard in Uberlândia, MG, Brazil. **Neotropical Entomology** **40**(6):661-668.
- SOUZA-SILVA, M.; BERNARDI, L. F. O.; MARTINS, R. P. & FERREIRA, R. L. 2009. Troncos caídos na serrapilheira de mata: “microhabitats” que promovem diversidade. **Zoociências** **11**(1):79-87.
- SPECTOR, S. & AYZAMA, S. 2003. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest-savanna ecotone. **Biotropica** **35**:394-404.
- STEPHENS, S. E.; KOONS, D. N.; ROTELLA, J. J. & WILLEY, D. W. 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. **Biological Conservation** **115**:101-110.
- STEYSKAL, G. C. 1987. Otitidae. *In*: MCALPINE, J. F.; PETERSON, B. V.; SHEWELL, G. E.; TESKEY, H. J.; VOCKEROTH, J. R. & WOOD, D. M. eds. **Manual of Nearctic Diptera**. Research Branch Agriculture Canada. v. 2, n. 28, p. 799-808.

- TONHASCA, A. 1996. Interactions between a parasitic fly, *Neodohrniphora declinata* (Diptera: Phoridae), and its host, the leaf-cutting ant *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae). **Ecotropica** **2**:57-164.
- ULRICH, H. 2005. Predation by adult Dolichopodidae (Diptera): a review of literature with an annotated prey-predator list. **Studia dipterologica** **11**:369-403.
- UMETSU, F. & 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.
- URBAS, P.; ARAÚJO-JÚNIOR, M. V.; LEAL, I. R. & WIRTH, R. 2007. Cutting More from Cut Forests: Edge Effects on Foraging and Herbivory of Leaf-Cutting Ants in Brazil. **Biotropica** **39**(4):489-495.
- VILKS, K. 2007. Correspondence between larval development and adult residence habitats of dolichopodid flies (Diptera, Empidoidea: Dolichopodidae) in a heterogeneous mosaic of seacoast grassland habitats. **Latvijas entomologs** **44**:109-118.
- YAHNER, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology** **2**:333-339.

CONCLUSÃO GERAL

Através deste trabalho conclui-se que a estrutura da comunidade de artrópodes é afetada tanto pelo manejo de colheita, quanto pelo tamanho dos fragmentos florestais. A queima da cana-de-açúcar causou alterações na riqueza, na abundância e na composição de artrópodes. Embora, no geral, as ordens Diptera, Hymenoptera e Coleoptera não tenham sido afetadas pelo fogo, níveis taxonômicos menores apresentaram variações de respostas quanto ao manejo de colheita da matriz. O maior fragmento inserido na matriz com queima foi menos afetado por este distúrbio, apresentando composição similar às áreas sem o manejo com fogo. Não houve variações significativas da comunidade de artrópodes entre a margem e o centro dos fragmentos, o que possivelmente está relacionado com o tamanho pequeno da maioria das áreas. Apesar destes resultados, a riqueza e a abundância dos taxa de artrópodes variaram entre a borda e o centro das áreas. Quanto às variáveis tamanho e forma, não foram observados efeitos significativos sobre a riqueza e abundância de artrópodes, no entanto, o tamanho das áreas foi determinante para a composição da comunidade.

ANEXOS

Anexo 1. Instruções para autores referentes à **Revista Iheringia (Série Zoologia)**.

Escopo e política

O periódico **Iheringia, Série Zoologia**, editado pelo Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, destina-se a publicar trabalhos completos originais em Zoologia, com ênfase em taxonomia e sistemática, morfologia, história natural e ecologia de comunidades ou populações de espécies da fauna Neotropical recente. Notas científicas não serão aceitas para publicação. Em princípio, não serão aceitas listas faunísticas, sem contribuição taxonômica, ou que não sejam o resultado de estudos de ecologia ou história natural de comunidades, bem como chaves para identificação de grupos de táxons definidos por limites políticos. Para evitar transtornos aos autores, em caso de dúvidas quanto à adequação ao escopo da revista, recomendamos que a Comissão Editorial seja previamente consultada. Também não serão aceitos artigos com enfoque principal em Agronomia, Veterinária, Zootecnia ou outras áreas que envolvam zoologia aplicada. Manuscritos submetidos fora das normas da revista serão devolvidos aos autores antes de serem avaliados pela Comissão Editorial e Corpo de Consultores.

Forma e preparação de manuscritos

1. Submeter o manuscrito eletronicamente através do site: <http://submission.scielo.br/index.php/isz>.
2. Os manuscritos serão analisados por, no mínimo, dois consultores. A aprovação do trabalho, pela Comissão Editorial, será baseada no conteúdo científico, respaldado pelos pareceres dos consultores e no atendimento às normas. Alterações substanciais poderão ser solicitadas aos autores, mediante a devolução dos arquivos originais acompanhados das sugestões.
3. O teor científico do trabalho é de responsabilidade dos autores, assim

como a correção gramatical.

4. O manuscrito, redigido em português, inglês ou espanhol, deve ser configurado em papel A4, em fonte “*Times New Roman*” com no máximo 30 páginas numeradas (incluindo as figuras) e o espaçamento duplo entre linhas. Manuscritos maiores poderão ser negociados com a Comissão Editorial.

5. Os trabalhos devem conter os tópicos: título; nomes dos autores (nome e sobrenome por extenso e demais preferencialmente abreviados); endereço completo dos autores, com e-mail para contato; *abstract* e *keywords* (máximo 5) em inglês; resumo e palavras-chave (máximo 5) em português ou espanhol; introdução; material e métodos; resultados; discussão; agradecimentos e referências bibliográficas. As palavras-chave não deverão sobrepor com aquelas presentes no título.

6. Não usar notas de rodapé.

7. Para os nomes genéricos e específicos usar itálico e, ao serem citados pela primeira vez no texto, incluir o nome do autor e o ano em que foram descritos. Expressões latinas também devem estar grafadas em itálico.

8. Citar as instituições depositárias dos espécimes que fundamentaram a pesquisa, preferencialmente com tradição e infraestrutura para manter coleções científicas e com políticas de curadoria definidas.

9. Citações de referências bibliográficas no texto devem ser feitas em Versalete (caixa alta reduzida) usando alguma das seguintes formas: Bertchinger & Thomé (1987), (Bryant, 1915; Bertchinger & Thomé, 1987), Holme *et al.* (1988).

10. Dispor as referências bibliográficas em ordem alfabética e cronológica, com os autores em Versalete (caixa alta reduzida). Apresentar a relação completa de autores (não abreviar a citação dos autores com “*et al.*”) e o nome dos periódicos por extenso. Alinhar à margem esquerda com

deslocamento de 0,6 cm. Não serão aceitas citações de resumos e trabalhos não publicados.

Exemplos:

Bertchinger, R. B. E. & Thomé, J. W. 1987. Contribuição à caracterização de *Phyllocaulis soleiformis* (Orbigny, 1835) (Gastropoda, Veronicellidae). **Revista Brasileira de Zoologia** 4(3):215-223.

Bryant, J. P. 1915. Woody plant-mammals interactions. *In*: ROSENTHAL, G. A. & BEREMBAUM, M. R. eds. **Herbivores: their interactions with secondary plants metabolites**. San Diego, Academic. v.2, p.344-365..

Holme, N. A.; Barnes, M. H. G.; Iwerson, C. W. R.; Lutken, B. M. & McIntyre, A. D. 1988. **Methods for the study of marine mammals**. Oxford, Blackwell Scientific. 527p.

Platnick, N. I. 2002. **The world spider catalog, version 3.0**. American Museum of Natural History. Disponível em: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html>>.

Acesso em: 10.05.2002.

11. As ilustrações (desenhos, fotografias, gráficos e mapas) são tratadas como figuras, numeradas com algarismos arábicos sequenciais e dispostas adotando o critério de rigorosa economia de espaço e considerando a área útil da página (16,5 x 24 cm) e da coluna (8 x 24 cm). A Comissão Editorial reserva-se o direito de efetuar alterações na montagem das pranchas ou solicitar nova disposição aos autores. As legendas devem ser autoexplicativas. Ilustrações a cores implicam em custos a cargo dos autores. **As figuras devem ser encaminhadas apenas em meio digital de alta qualidade (ver item 16).**

12. As tabelas devem permitir um ajuste para uma (8 cm) ou duas colunas (16,5 cm) de largura, ser numeradas com algarismos romanos e apresentar título conciso e autoexplicativo.

13. Figuras e tabelas não devem ser inseridas, somente indicadas no corpo do texto.

14. A listagem do material examinado deve dispor as localidades de Norte a Sul e de Oeste a Leste e as siglas das instituições compostas preferencialmente de até 4 letras, segundo o modelo abaixo:

VENEZUELA, **Sucre**: San Antonio del Golfe, (Rio Claro, 5°57'N 74°51'W, 430m) 5 ♀, 8.VI.1942, S. Karpinski col. (MNH 2547). PANAMÁ, **Chiriquí**: Bugaba (Volcán de Chiriquí), 3 ♂, 3 ♀, 24.VI.1901, Champion col. (BMNH 1091). BRASIL, **Goiás**: Jataí (Fazenda Aceiro), 3 ♂, 15.XI.1915, C. Bueno col. (MZSP); **Paraná**: Curitiba, ♀, 10.XII.1925, F. Silveira col. (MNRJ); **Rio Grande do Sul**: São Francisco de Paula (Fazenda Kraeff, Mata com Araucária, 28°30'S 52°29'W, 915m), 5 ♂, 17.XI.1943, S. Carvalho col. (MCNZ 2147).

15. Recomenda-se que os autores consultem um artigo recentemente publicado na Iheringia Série Zoologia para verificar os detalhes de formatação.

16. Enviar o arquivo de texto em Microsoft Word (*.doc) ou em formato "Rich Text" (*.rtf). Para as imagens utilizar arquivos Bitmap TIFF (*.tif) e resolução mínima de 300 dpi (fotos) ou 600 dpi (desenhos em linhas). Enviar as imagens nos arquivos digitais independentes (não inseridas em arquivos do MS Word, MS Power Point e outros), nomeados de forma autoexplicativa (e. g. figura01.tif). Gráficos e tabelas devem ser inseridos em arquivos separados (Microsoft Excel para gráficos e Microsoft Word ou Excel para tabelas). Para arquivos vetoriais utilizar formato Corel Draw (*.cdr).

17. Para cada autor será fornecido um exemplar da revista. Os artigos também estarão na página do Scientific Electronic Library Online, SciELO/Brasil, disponível em www.scielo.br/isz.