



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO SUL E SUDESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE ESTUDOS EM DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO E REGIONAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DE MARABÁ**

Junior Nogueira Salviano

**ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES EDÁFICOS EM
AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Marabá – PA
2016



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO SUL E SUDESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE ESTUDOS EM DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO E REGIONAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DE MARABÁ**

Junior Nogueira Salviano

**ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES EDÁFICOS EM
AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Agronomia da Faculdade de Ciências Agrárias de Marabá, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. Diego de Macedo Rodrigues

Marabá – PA
2016



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO SUL E SUDESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE ESTUDOS EM DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO E REGIONAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DE MARABÁ**

Junior Nogueira Salviano

**ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES EDÁFICOS EM
AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Agronomia da Faculdade de Ciências Agrárias de Marabá, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. Diego de Macedo Rodrigues

Data da defesa: 25 de abril de 2016
Conceito: _____

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Diego M. Rodrigues (Orientador) -
Unifesspa/Faculdade de Ciências Agrárias de
Marabá – PA

Profa. Dra. Andrea Hentz de Mello - Unifesspa/
Faculdade de Ciências Agrárias de Marabá – PA
(Examinador I)

Prof. Dr. José Anchieta de Araújo - Unifesspa/
Faculdade de Ciências Agrárias de Marabá – PA
(Examinador II)

Marabá – PA
2016

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca II da UNIFESSPA. CAMAR, Marabá, PA

Salviano, Junior Nogueira

Abundância e diversidade de Artrópodes Edáficos em agricultura de corte e queima na Amazônia Oriental / Júnior Nogueira Salviano; orientador, Diego de Macedo Rodrigues. - 2016.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Campus Universitário de Marabá, Instituto de Estudos em Desenvolvimento Agrário e Regional, Faculdade de Ciências Agrárias de Marabá, Curso de Agronomia, Marabá, 2016.

1. Agricultura de Corte – Marabá (PA). 2. Agricultura familiar. 3. Pragas agrícolas - controle. 4. Fauna edáfica. 5. Cultivo de Corte. 6. Fertilidade do solo. I. Rodrigues, Diego de Macedo, orient. II. Título.

CDD: 22. ed.: 631.41098115

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, meu
guia e socorro sempre presente, ao meu filho Davi,
aos meus pais Jonas e Balbina e à minha irmã
Raquel Salviano.

AGRADECIMENTOS

À Deus por sua imensa misericórdia, benevolência e cuidado para com a minha vida.

Ao meu filho Davi, por suportar e compreender a minha ausência, gostaria de dizer que me lembrei de você e do seu sorriso em todos os momentos e assim consegui concluir esta jornada, te amo meu filhote.

Aos meus pais, Jonas e Balbina e a minha irmã Raquel, pelo amor incondicional, apoio e incentivo para trilhar esta jornada acadêmica.

À minha namorada Carla Ribeiro, pelo amor, carinho, amizade, cumplicidade e ajuda durante todas as etapas deste curso e no desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus padrinhos Aurindo (*in-memorian*) e Jovina, pelo incentivo para a conclusão deste curso.

Ao meu amigo/irmão e colega de curso Pedro Rodrigues Lima Junior, que esteve sempre presente nos bons e maus momentos dentro e fora da sala de aula.

Ao meu amigo/irmão Alberone Coutinho da Costa, pela amizade, apoio e incentivo em todas as horas que necessitei.

À Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará pela oportunidade de realização do curso de Agronomia.

Ao Prof. Dr. Diego de Macedo pela orientação, profissionalismo, dedicação e dinâmica em todas as aulas ministradas e pela amizade.

À minha turma de Agronomia, pelos momentos que compartilhamos. Todos vocês têm um espaço especial reservado no meu coração.

Aos colegas Neilson, Luziel e Eguinaldo, que contribuíram diretamente na condução deste projeto.

Aos professores da Faculdade de Ciências Agrárias de Marabá pela dedicação na qual sempre conduziram suas aulas e pela vontade de querer nos fazer pessoas melhores.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a minha formação moral e profissional, muito obrigado.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo em relação ao município de Marabá – Pará, destacando-se a sede da propriedade e os agroecossistemas: área de cultivo, floresta secundária e área de transição. Fonte: Google Earth.....	23
Figura 2. Precipitação Total (mm) - PPT - Janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, Fonte: Estação Meteorológica de Marabá do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).	24
Figura 3. Temperatura Média (°C) – TM. Janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, Fonte: Estação Meteorológica de Marabá do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).	24
Figura 4. Umidade Relativa (%) - UR - Janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, Fonte: Estação Meteorológica de Marabá do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).	25
Figura 5. Aspecto geral do agroecossistema área de cultivo. Após a supressão da vegetação (Figura 5A), após a queimada para implantação dos cultivos) (Figura 5B), estágio inicial de desenvolvimento (Figura 5C) e estágio mais avançado (Figura 5D). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.	26
Figura 6. Aspecto geral do Agroecossistema floresta secundária (Figura 6A e 6B). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.	26
Figura 7. Aspecto geral da área de transição entre área de cultivo e floresta secundária. Após a supressão da vegetação da área de cultivo (Figura 7A). Após o queima da vegetação da área de cultivo (Figura 7B), diferentes fases de estabelecimento dos cultivos (Figura C e D). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.....	27
Figura 8. Detalhe da armadilha de solo tipo alçapão (Figura 8A). Armadilha sendo instalada em uma das áreas de experimento (Figura 8B). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo....	27
Figura 9. Esquema de distribuição das armadilhas de solo na floresta secundária, área de transição e área de cultivo no estabelecimento agrícola familiar. Marabá, 2013.....	28
Figura 10. Triagem das amostras coletadas em campo (Figura 10A). Artrópodes acondicionados em potes de plástico (Figura 10B). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.	29
Figura 11. Abundância de artrópodes por área independente do tempo (médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.....	32
Figura 12. Abundância de artrópodes nos diferentes períodos de análises associados aos agroecossistemas cultivo, transição e floresta tempo (Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.	34
Figura 13. Diversidade de artrópodes por área independente do tempo (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.....	36

Figura 14. Diversidade geral de artrópodes por período independente da área tempo (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013. 38

Figura 15. Diversidade de artrópodes na área de tempo (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013. 39

Figura 16. Diversidade de artrópodes na área de transição (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013. 39

Figura 17. Diversidade de artrópodes na área de floresta (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013. 40

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1. AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA.....	14
2.2. ARTRÓPODES	15
2.2.1. Abundância e diversidade de artrópodes	17
2.2.2. Efeito do fogo na comunidade de artrópodes	19
2.3. SOLO.....	19
2.3.1. Solos amazônicos.....	20
2.3.2. Cobertura vegetal e proteção do solo	21
2.3.3. Efeito do fogo no solo	21
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	23
3.2. ÁREAS ESTUDADAS	25
3.3. COLETA, IDENTIFICAÇÃO E CONTAGEM DOS ARTRÓPODES	27
3.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
4.1. ABUNDÂNCIA DE ARTRÓPODES	30
4.1.1. Abundância nos diferentes agroecossistemas	31
4.1.2. Abundância ao longo do tempo	33
4.2. DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES.....	36
4.2.1. Diversidade por área ao longo do tempo	38
5. CONCLUSÃO.....	41
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	42
REFERÊNCIAS	43

RESUMO

A agricultura familiar caracteriza-se pela subsistência e pela diversidade produtiva, utilizando basicamente o cultivo de corte e queima para a implantação de culturas. O fogo geralmente causa alterações nas condições ambientais, na quantidade de biomassa, na diversidade de espécies e no funcionamento destes ecossistemas. A comunidade de artrópodes depende de vários elementos estruturais que podem ser impactadas pelo fogo, incluindo a quantidade de resíduos vegetais, abundância e composição da serrapilheira e umidade do solo. Neste sentido o objetivo com este trabalho foi analisar a abundância e a diversidade de artrópodes edáficos em cultivo de corte e queima em estabelecimento de agricultura familiar na Amazônia Oriental. O estudo foi realizado em estabelecimento agrícola próximo ao município de Marabá, Pará, no período de outubro de 2012 a fevereiro de 2013, em um Neossolo Quartzarênico com topografia predominantemente plana e vegetação de floresta ombrófila densa. Os artrópodes da fauna edáfica foram coletados utilizando-se armadilhas de solo do tipo alçapão em cinco amostragens mensais, sendo instaladas quatro armadilhas em linha no centro da área de cultivo, quatro na área de transição (borda) e outras quatro no centro da floresta secundária. Os artrópodes coletados foram levados para o laboratório da Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), onde foram contabilizados pela definição de abundância (número de morfoespécies) e posteriormente classificados em grupos taxonômicos. As médias de abundância foram comparadas pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade, utilizando o programa estatístico ASSISTAT versão 7.7 beta. A diversidade foi calculada através dos índices de diversidade de Shannon (H), utilizando-se o programa estatístico PAST versão 3,06. Foram amostrados 5.985 espécimes, sendo os grupos Coleoptera, Hymenoptera e Orthoptera os mais abundantes respectivamente, juntos representaram 89,56% de todos os artrópodes capturados. A abundância de artrópodes na área de cultivo de corte e queima, diminuiu logo após o fogo, porém apresentou aumento gradativo dois meses após a queima. A maior abundância foi encontrada na área de transição, seguido pela área de cultivo e menor na floresta, embora não tenha apresentado diferença significativa entre esses agroecossistema. A diversidade diminuiu gradativamente pós-queima e não apresentou aumento até o final do estudo. A maior diversidade foi encontrada na área de cultivo, seguida pela área de floresta e menor na transição.

Palavras-chave: Floresta secundária, agricultura familiar, cultivo de corte e queima.

ABSTRACT

Family farming is characterized by subsistence and productive diversity, basically using the cutting cultivation and burning for the implementation of cultures. The fire usually causes changes in environmental conditions, the amount of biomass in a diversity of species and these ecosystems. The community of arthropods depends on various structural elements that can be impacted by the fire, including the amount of crop residues, abundance and composition of litter and soil moisture. In this sense, the aim of this study was to analyze the abundance and diversity of edaphic arthropods in cutting cultivation and burning in family farming property in the eastern Amazon. The study was conducted in agricultural establishment near the city of Marabá, Pará, from October 2012 to February 2013, in a Quartzipsamment with predominantly flat topography and vegetation of tropical rain forest. Arthropods of soil fauna were collected using pitfall traps of the trap type in five monthly samples, and installed four traps in line in the center of the growing area, four in the transition area (border) and another four in the center of secondary forest. The arthropods were taken to the laboratory of the Faculty of Agrarian Sciences of the Federal University of South and Southeast of Pará (Unifesspa), which were accounted for by the definition of abundance (number of morphospecies) and further classified into taxonomic groups. The average abundance were compared by T-test at 5% probability, using the statistical program ASSISTAT version 7.7 beta. The diversity was calculated using the Shannon diversity index (H), using the statistical program PAST version 3.06. 5,985 specimens were sampled, and the Coleoptera groups, Hymenoptera and Orthoptera the most abundant respectively, together accounted for 89.56% of all captured arthropods. The abundance of arthropods in cutting farming area and burning, decreased after the fire, but showed gradual increase two months after firing. The highest abundance was found in the transition area, followed by cultivation area and less in the forest, although not presenting significant difference between the agro-ecosystem. Diversity decreased afterburner and had not gradually increase until the end of the study. The greatest diversity was found in the area of cultivation, followed by forest area and lowest in transition.

Keywords: secondary forest, family farming, cutting and burning crops.

1. INTRODUÇÃO

A agricultura familiar caracteriza-se pelo objetivo de subsistência e pela diversidade produtiva que inclui hortaliças, leguminosas, roçados, pequenas criações de animais, fruticultura, extrativismo vegetal e animal, em combinações específicas que dependem das características locais em que este núcleo se insere (CAZELLA et al., 2009).

Para Buainain et al. (2003), a agricultura familiar representa 85,2% do total de estabelecimentos do país, ocupam 30,5% da área total e é responsável por 37,9% do valor bruto da produção agropecuária nacional e utilizam os recursos produtivos de forma eficiente, mesmo detendo menor proporção de terra e do financiamento disponível, produzindo e empregando mais do que a agricultura patronal.

Segundo Denich et al. (2005), os agricultores da Amazônia que trabalham com mão-de-obra familiar utilizam predominantemente a agricultura de corte e queima como principal sistema de cultivo. A agricultura de corte e queima é uma forma de uso do solo onde espécies de culturas anuais são produzidas, gerando uma cobertura do solo composta por roças e florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão (PEDROSO JUNIOR et al., 2008). Ainda segundo os mesmos autores, esta prática tem sido utilizada há milênios nas regiões tropicais do planeta, constituindo o principal componente dos sistemas de subsistência de populações rurais, principalmente as mais pobres, sendo considerada uma estratégia adaptativa de grande importância para a economia de subsistência na Amazônia (SPONSEL, 1986).

O uso do fogo na supressão de florestas age diretamente sobre a serrapilheira, que tem como funções proteger o solo dos agentes erosivos e fornecer matéria orgânica e nutrientes para os organismos do solo e para as plantas, acarretando na manutenção das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, e, conseqüentemente, influenciando a produção vegetal (ANDRADE et al., 2003).

A matéria orgânica do solo das florestas suprimidas por esta prática leva em média de 40 a 50 anos para se recuperar e se assemelhar ao encontrado em florestas maduras adjacentes (BROWN; LUGO, 1990). Nos primeiros 20 anos após o abandono da área cultivada, a ciclagem dos nutrientes fica restrita à biomassa viva e à serrapilheira, sem chegar efetivamente no solo. O solo só irá se recuperar e acumular matéria orgânica após esse período de sucessão, quando a taxa de crescimento da capoeira diminui e os estoques de nutrientes do solo são repostos com maior eficiência (JUO; MANU, 1996).

O fogo geralmente causa mudanças nas condições ambientais, na quantidade de biomassa, na diversidade de espécies e no funcionamento destes ecossistemas (PETERSON et al., 1998; BENGTSSON et al., 2000). A comunidade de artrópodes depende de vários elementos estruturais que podem ser impactadas pelo fogo, incluindo a quantidade de resíduos vegetais (OKLAND et al., 1996; SCHIEGG, 2000), abundância e composição da serrapilheira (KOIVULA et al., 1999) e umidade do solo (SANDERSON et al., 1995).

Segundo York (1999), estes indivíduos podem sofrer forte redução de sua população em ambientes atingidos pelo fogo, pois além da mortalidade direta causada pelo calor das chamas, alterações populacionais podem ocorrer às modificações ambientais causadas pelas chamas, tais como a destruição da camada de serrapilheira e modificação da estrutura da vegetação arbustiva.

Os artrópodes de solo prestam um papel primordial na aceleração dos processos de decomposição da matéria vegetal, na realocação de alguns nutrientes e na determinação da composição florística da comunidade, através do consumo seletivo de algumas espécies (BULLA, 1990). Por esse motivo são considerados bons indicadores dos níveis de impacto ambiental, devido a sua grande diversidade de espécies e habitat, além da sua importância nos processos biológicos dos ecossistemas naturais (THOMANZINI; THOMANZINI, 2002).

Diante disto, o objetivo com este trabalho foi analisar a abundância e a diversidade de artrópodes edáficos em cultivo de corte e queima em estabelecimento de agricultura familiar na Amazônia Oriental.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. AGRICULTURA DE CORTE E QUEIMA

A agricultura de corte e queima ou cultivo de corte e queima, na sua definição mais ampla, é qualquer sistema agrícola contínuo no qual clareiras são abertas para serem cultivadas por períodos mais curtos de tempo do que aqueles destinados ao pousio (CONKLIN, 1961; POSEY, 1984; EDEN; ANDRADE, 1987; KLEINMAN et al., 1995).

Para Trindade et al. (2011), o sistema de corte e queima ou de subsistência, pode ser caracterizado como um sistema de uso da terra, onde se utiliza o fogo na vegetação natural para o cultivo agrícola, mas que provoca efeitos negativos no solo e no meio ambiente, promovendo a perda de nutrientes estocados na vegetação, resultando na diminuição da fertilidade desses solos.

A agricultura de corte e queima é, ainda, a principal responsável pela subsistência de cerca de 250 a 500 milhões de pessoas ao redor do mundo, a maior parte delas nos trópicos (LANLY, 1982; FAO, 1985; ATTIWILL, 1994; BRADY, 1996), que usam 240 milhões de hectares de florestas densas e 170 milhões de hectares de florestas abertas, aproximadamente 21% da área total coberta por floresta tropical no mundo (LANLY, 1982). Só na Amazônia, o sistema tradicional de corte e queima é responsável pela alimentação de cerca de 600 mil famílias de pequenos produtores (HOMMA et al., 1998).

Esta prática foi estudada por Tiessen et al. (1994) que mostraram perdas de 81% da camada de serrapilheira e 29% de Carbono Orgânico até a camada de 15 cm em três anos. Os autores concluíram ainda que o decréscimo acelerado de carbono orgânico do solo por algumas práticas agrícolas pode levar à mineralização de metade dos nutrientes em apenas dois anos.

De acordo com Kleinman et al. (1995), a agricultura de corte e queima só pode ser considerada sustentável se forem adotados períodos de pousio adequados (até mais de 20 anos) seguidos de curtos períodos de cultivo, de modo que a nova vegetação recomposta possa contar com diversidade florística, ciclagem de água e nutrientes, acúmulo de carbono e nutrientes na biomassa (TIPPMANN et al., 2000; SOMMER, 2004). No entanto, a tendência de crescimento da população e redução das áreas disponíveis para cada agricultor leva a curtos períodos de pousio (FEARNSIDE, 1997), fazendo com que o tempo adequado de descanso não seja respeitado pelos produtores.

2.2. ARTRÓPODES

As comunidades de artrópodes nos agroecossistemas podem variar de acordo com as práticas culturais locais utilizadas em cada ambiente. Os ambientes mais heterogêneos tendem a apresentar uma maior diversidade de espécies, fazendo com que os níveis tróficos sejam ocupados e estejam em equilíbrio (MILANE et al., 2009). Segundo Ruppert e Barnes (2005), existem cerca de um milhão de espécies de artrópodes, porém, esta é apenas uma pequena porcentagem do número total de espécies.

Levantamentos com artrópodes têm sido utilizados por serem bons indicadores da qualidade dos habitats, uma vez que respondem rapidamente às alterações ambientais e formam um táxon altamente diverso (LANDAU et al., 1999).

A fauna de artrópodes de serrapilheira destaca-se no ecossistema florestal pela sua importância na ciclagem de nutrientes e degradação da matéria orgânica, já que esses organismos são os principais fragmentadores da serrapilheira (FERREIRA; MARQUES, 1998) e participam da mineralização de nutrientes químicos junto com os decompositores (BEGON et al., 1996).

A ordem Coleoptera, conhecida popularmente como besouros, representa um dos grupos mais diversos, apresentando aproximadamente 300.000 espécies descritas (RICHARDS; DAVIES 1994; LAWRENCE et al., 1999), constituindo-se no maior agrupamento que se conhece, pois perfaz cerca de 23% de todos os animais conhecidos e 35% do total de artrópodes (BUZZI; MIYAZAKI, 1999).

Algumas famílias de Coleoptera possuem atributos desejáveis para incluí-los como bioindicadores de qualidade do solo (BROWN JR, 1991). As famílias Carabidae, Cicindelidae, Elateridae, Cerambycidae, Chrysomelidae e Curculionidae são grupos que possuem boa parte das espécies com alta fidelidade ecológica, são altamente diversificados taxonômica e ecologicamente, facilmente coletáveis em grandes amostras e funcionalmente importantes nos ecossistemas (BROWN JR, 1991).

Artrópodes da ordem Araneae e Hymenoptera apresentam papéis ecológicos importantes nas dinâmicas dos ecossistemas, atuando como controladoras de populações de artrópodes que causam danos aos plantios, colaborando para a conservação do equilíbrio do ecossistema (FOWLER, 1991; WISE, 1993; CODDINGTON et al., 1996).

O Brasil detém a maior diversidade de aranhas do mundo, apresentando 67 das 110 famílias descritas (PLATNICK, 2004). Correspondem a uma parcela bastante significativa dos artrópodes terrestres (TOTI et al., 2000). De acordo com Ott (1997) as aranhas de

serrapilheira integram a macrofauna, apresentando extrema importância na regulação direta das populações de outros artrópodes e indiretas na ciclagem dos nutrientes no solo da floresta.

Alonso e Agostini (2000) afirmaram que os artrópodes da ordem Hymenoptera de um ambiente é capaz de fornecer dados confiáveis para ser utilizada em modelos de estudos sobre a biodiversidade de um dado ecossistema devido à alta importância ecológica, ampla diversidade, grande variedade de espécies e facilidade de captura, além de possuírem sensibilidade acentuada às mudanças ambientais. Alguns desses artrópodes ainda possuem características desejáveis para atuarem como agentes do controle biológico em diferentes agroecossistemas (RISCH; CARROL, 1982).

Dentro da ordem Hymenoptera, destaca-se a família Formicidae que é formada por artrópodes com grande habilidade adaptativa a diferentes ambientes, estando presentes em quase todas as regiões do planeta com alta diversidade de gêneros e espécies (MARTINS, 2010).

A alta diversidade nas populações de formigas relaciona-se com a habilidade das mesmas em se adaptarem a diferentes ambientes, proporcionando a algumas espécies ocupar nichos altamente degradados e corroborar com o fluxo de energia e ciclagem de nutrientes nesses ambientes, permitindo a estabilidade dos mesmos (FOWLER, 1991).

A ordem Orthoptera é conhecida por seu considerável potencial em causar danos nos cultivos, já que são desfolhadores potenciais (LEMOES, 2010). Esta ordem possui mais de 20.000 espécies distribuídas ao redor do mundo, sendo mais de 5.500 na América do Sul (EADES, et al., 2011).

Os diplópodes constituem um grupo taxonômico bastante diverso com mais de 12 mil espécies descritas e encontradas em todos os continentes com exceção da Antártica (MAREK et al., 2003; BUENO-VILLEGAS et al., 2004). Segundo Bueno-Villegas (2003), são de grande importância ecológica, pois representam um dos principais decompositores de serrapilheira. No Brasil são registradas 20 famílias de diplópodes, porém o número total de espécies não é conhecido. Sabe-se, todavia, que na região tropical o número de espécies e subespécies deve estar entre 1.100 e 1.200 (KNYSAK; MARTINS, 1999).

Os fatores climáticos, dentre eles temperatura e umidade relativa do ar são essenciais para a vida e permanência dos organismos do solo, a faixa favorável de umidade para os artrópodes fica entre 40 a 80%, considerando-se favorável àquela que proporciona uma maior velocidade de desenvolvimento, maior longevidade e maior fecundidade. (RODRIGUES, 2004).

Para Rodrigues (2004) a temperatura é um dos fatores mais importantes para os insetos, sendo a temperatura ideal para o desenvolvimento próxima a 25°C, essa temperatura favorece o desenvolvimento mais rápido e maior número de descendentes. A temperatura 15°C é mínima tolerada pela maioria dos insetos e 38°C a máxima. A faixa de 15 e 38°C é considerada ótima para a maioria dos insetos. A temperatura pode ainda, desenvolver papel importante na sobrevivência e reprodução (SILVA, 2004; MEDEIROS et al., 2004) e, portanto, influenciar sua dinâmica populacional e sua capacidade de causar danos às plantas cultivadas (GONÇALVES et al., 2008).

2.2.1. Abundância e diversidade de artrópodes

Os padrões de abundância de artrópodes num local são determinados por diversos fatores, incluindo taxas de colonização, diversidade taxonômica de plantas hospedeiras, sua arquitetura, a abundância de predadores e parasitoides e a variação espacial na disponibilidade de recursos (STRONG et al., 1984).

A América do Sul é conhecida por possuir a maior diversidade de artrópodes do mundo (DINIZ, 1997), apresentando alta diversidade e, em geral, respondendo rapidamente às mudanças ambientais, sendo considerado um grupo importante nos estudos sobre biodiversidade (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000).

As florestas, onde também se incluem florestas secundárias estabelecidas, fornecem condições diversas para a existência de uma maior biodiversidade devido às suas estruturas mais complexas: grande número de espécies vegetais, estratificação vertical, copas interconectadas formando um dossel contínuo (FERREIRA; MARQUES, 1998).

As florestas secundárias podem abrigar grande diversidade de artrópodes, sendo que a variação na idade e tamanho das mesmas pode influenciar essa diversidade (SILVA, 2009). Whitmore (1997) ressalta que fragmentos florestais, mesmo pequenos, podem conter um grande número de espécies da flora regional. Muitas espécies de plantas e animais podem utilizar florestas plantadas ou secundárias que cercam os fragmentos de floresta primária, contribuindo para a sobrevivência de espécies.

As mudanças físicas e químicas que ocorrem no ambiente durante o processo de sucessão levam a uma reestruturação da comunidade vegetal ao longo do tempo (FERNANDES et al., 2010; SIEMANN; TILMAN 1999; TILMAN, 1990). Afetando diretamente a dinâmica da fauna a ela associada, incluindo os artrópodes (BEGON et al., 1996; WALT et al., 2003). Os artrópodes estão entre os grupos mais diversos e possuem

grande importância ecológica, uma vez que participam de processos chaves nos ecossistemas, como ciclagem dos nutrientes e reestabelecimento da comunidade do solo (DAVIES et al., 1999).

Suguituru et al. (2011) acreditam que alguns grupos específicos de artrópodes têm sua estrutura grandemente influenciada pelo estágio sucessional no qual a área de estudo se encontra, havendo mudanças significativas na dinâmica da comunidade entre áreas com distintos estágios de sucessão e graus de perturbação.

A fragmentação de um habitat aumenta drasticamente a quantidade de margens, criando diferentes microambientes na borda do fragmento e no interior da floresta, gerando uma área de transição abrupta entre a floresta e o habitat ao redor (FERRAZ, 2008), desencadeando uma imediata redução da área do habitat disponível e outros efeitos de borda importantes como: o aumento nos níveis de luz, temperatura, umidade e vento (KAPOS, 1989; BIERREGAARD et al., 1992; RODRIGUES, 1998).

A modificação da paisagem causa não apenas bordas abruptas entre habitats florestais e não florestais, altera também as condições do microclima local (CAMARGO; KAPO, 1995), a diversidade e composição das plantas (BENÍTEZ-MALVIDO; MARTÍNEZ-RAMOS, 2003) e as assembleias de animais (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999).

Os efeitos de borda podem alterar a distribuição, o comportamento e a sobrevivência de espécies, tanto de plantas como de animais, e podem ainda serem magnificados em áreas altamente fragmentadas (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995), ocasionando perda de espécies mutualistas, substituição de espécies nativas por espécies não características do ecossistema e pelo aumento do risco de extinção de populações pequenas (BROKAW, 1998).

Para Didham et al. (1996) e Harrison e Bruna (1999), a redução da área remanescente de florestas, aumento do isolamento e diminuição da conectividade do habitat, pode afetar a abundância e riqueza de espécies e também alterar potencialmente interações entre os artrópodes e outros organismos.

Grande parte da diversidade de artrópodes está baseada na riqueza de plantas e no número de habitats dentro dos agroecossistemas (JANZEN, 1980). Assim a borda é um fator que interfere na composição e riqueza de artrópodes, devido a uma série de mudanças bióticas e abióticas que ocorrem principalmente nos limites de fragmentos ou florestas (OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006).

Nesse sentido, estudos da abundância e diversidade de artrópodes em qualquer nível local e regional são considerados essenciais para a implantação de estratégias de conservação, assim como para detectar padrões ecológicos (DALBEM; MENDONÇA, 2006).

2.2.2. Efeito do fogo na comunidade de artrópodes

Os efeitos do fogo podem ser diretos e indiretos e as respostas das populações às queimadas representam a soma das respostas de cada indivíduo (DINIZ, 1997). Os efeitos diretos são aqueles causados pelo próprio fogo sendo, portanto, imediatos afetando o ambiente pela eliminação ou pela redução da vegetação e da fauna a ela associada. Já os efeitos indiretos são verificados em longo prazo, como a perda de nutrientes do solo através da lixiviação, pela sucessão de espécies e por outros fatores (WHELAN, 1995).

A serrapilheira de ecossistemas florestais abriga uma enorme diversidade de artrópodes terrestres, principalmente em ambientes tropicais (ZARDO et al., 2010), neste sentido, o uso do fogo pode acarretar na redução da população da fauna edáfica, pois além da mortalidade direta causada pelo calor das chamas, alterações populacionais podem decorrer de modificações ambientais causadas pelas chamas, tais como a destruição da camada de serapilheira e modificação da estrutura da vegetação arbustiva (PRIMAVESI, 2002).

No entanto, Diniz (1997) afirma que a maioria das ordens de artrópodes apresentou um aumento do número de espécies logo após a passagem do fogo como, por exemplo, os coleópteros, homópteros e lepidópteros. Porém, as Collembolas diminuíram drasticamente de abundância após o fogo. Essas mudanças nos padrões de abundância podem ser de curta e de longa duração. Longa, no caso das Collembola, que 13 meses após a queima não havia mais um grande número, e bastante rápida no caso dos artrópodes herbívoros, que atraídos pelas rebrotas da vegetação migram para áreas recém-queimadas (DINIZ, 1997).

Naves (1996), estudando os efeitos do fogo sobre populações de formigas chegou a conclusão que o fogo não afeta a ocorrência de espécies que possuem colônias no subsolo e forrageiam tanto no subsolo como na superfície do solo e na parte aérea das plantas. Já as espécies arbóreas que possuíam colônias na parte aérea das plantas, debaixo da casca do tronco ou em galhos secos, sofreram uma diminuição populacional ou até o desaparecimento de algumas espécies, devido a fragilidade de seus habitats (NAVES, 1996).

2.3. SOLO

O solo é um componente fundamental do ecossistema terrestre, pois, além de ser o principal substrato utilizado pelas plantas para o seu crescimento e disseminação, fornece água, ar e nutrientes (OLIVEIRA et al., 2008).

É considerado um recurso natural vital para o funcionamento do ecossistema, e representa um balanço entre as propriedades físicas, químicas e biológicas (TEIXEIRA, 2010), composto por sólidos, líquidos e gases e que se origina das transformações das rochas e de materiais orgânicos, através da ação dos cinco fatores de formação: material de origem; relevo; clima; organismos e tempo (LEPSCH, 2002).

Além disso, é também um dos principais componentes do agroecossistema. O seu manejo merece destaque, pois compreende um conjunto de técnicas que, quando usadas racionalmente, podem contribuir para aumentar a produtividade das culturas, com redução de custo (FERNANDES, 2006).

Todas as atividades relacionadas à agricultura e ao meio ambiente estão atreladas ao solo, como: prover um meio para o crescimento vegetal e habitat para animais e microrganismos; regular o fluxo de água no ambiente; e servir como um “tampão ambiental” na degradação, transformação e filtramento de compostos químicos prejudiciais ao meio ambiente (ARAÚJO; MONTEIRO apud LARSON; PIERCE, 2007).

A qualidade do solo, segundo Araújo e Monteiro (2007) pode ser definida como a capacidade do mesmo de funcionar dentro de um ecossistema de modo a sustentar a produtividade biológica, para manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais.

A preocupação com a qualidade do solo cresce a cada ano, uma vez que seu uso intensivo vem provocando a diminuição de sua capacidade de manter uma produção sustentável. A quantificação das alterações nos atributos do solo, decorrentes da intensificação de sistemas de uso e manejo, pode fornecer subsídios importantes para a definição de sistemas racionais de manejo, contribuindo assim para tornar o solo menos suscetível à perda de capacidade produtiva (TEIXEIRA, 2010).

2.3.1. Solos amazônicos

Na Amazônia, a diversidade de solos é um reflexo dos fatores de formação como relevo, geologia, clima, bióticos e feições da paisagem. A maior parte dos solos agricultáveis desta região é ácida, consequentemente com baixa fertilidade e potencial produtivo. O grau de fertilidade do solo, por ser considerado baixo, é, portanto, um fator limitante para a produtividade e sustentabilidade ambiental e econômica (VALE JÚNIOR et al., 2011).

Os solos mais comuns do Brasil e da região Amazônica são os Latossolos e Argissolos, que ocupam aproximadamente 60% das terras brasileiras. Os primeiros são de

textura variável, de média a muito argilosa, geralmente muito profundos, porosos, macios e permeáveis, apresentando baixa fertilidade natural. Já os Argissolos são bem estruturados, apresenta profundidade variável, sua fertilidade é também variada, no entanto, assim como os Latossolos, predominam aqueles de baixa fertilidade natural (MOREIRA et al., 2013).

Essa boa estruturação juntamente com a biota complexa, especializada e muito ativa, pode manter a fertilidade natural dos solos se ele for mantido coberto e protegido contra impactos diretos do sol e da chuva, como ocorre sob a cobertura florestal natural (ROSS et al., 1990). Assim sendo, as atividades de exploração nos solos dessa região devem ser cuidadosamente planejadas, e as práticas de conservação do solo devem ser aplicadas desde o início do uso, para preservar seu potencial produtivo para as gerações futuras (MULLER et al., 2001).

2.3.2. Cobertura vegetal e proteção do solo

A cobertura vegetal desempenha funções essenciais na proteção do solo, como a manutenção da umidade, o amortecimento do impacto das gotas de chuva e a estruturação do solo (ZANON, 2013). Desta forma, nas áreas desprotegidas as perdas de nutrientes e de matéria orgânica apresentam-se maiores do que nas áreas protegidas pela vegetação.

Cassol et al. (2004) afirmam que a hidráulica do escoamento em entressulcos é afetada pela presença de resíduos vegetais na superfície do solo, causando redução da velocidade e aumento da resistência e da altura da lâmina do escoamento. O impedimento físico ocasionado pelos resíduos ao escoamento reduz as taxas de desagregação do solo e este efeito poderia ser ajustado por um modelo simples, utilizando-se a cobertura vegetal como único parâmetro.

Nesse sentido, a proteção do solo mediante a manutenção da cobertura vegetal, quer seja, espontânea ou introduzida (cultivos diversos), é essencial para a manutenção das propriedades físicas e químicas do solo.

2.3.3. Efeito do fogo no solo

As superfícies queimadas absorvem mais eficientemente a radiação solar, causando aumento na temperatura deste solo (CASTRO-NEVES; MIRANDA, 1996), que pode chegar acima de 500°C, durante um curto espaço de tempo, podendo variar, por exemplo, com o teor de umidade ou com o acúmulo de material combustível (DIAS, 1992).

Esse problema é mais agravante em solos das regiões tropicais de avançado estágio de intemperismo, ou seja, aqueles de baixa fertilidade natural. Os processos mais importantes que resultam dessa degradação são a erosão, a compactação e a diminuição dos estoques de matéria orgânica do solo, os quais influenciam negativamente a microbiota e macrofauna do solo, e consequentemente, a capacidade produtiva do agroecossistema (RODRIGUES, 2015).

Segundo Lima et al. (2010) os agroecossistemas modificados pelo processo de corte e queima da vegetação tem a qualidade do solo reduzida e a continuidade dos seus processos biológicos interrompidas, acarretando na mineralização dos nutrientes orgânicos para a nutrição das plantas. Portanto, para melhor entender os efeitos do fogo na dinâmica das populações de artrópodes são necessários estudos em longo prazo (DINIZ, 1997).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no período de outubro de 2012 a fevereiro de 2013, em estabelecimento agrícola localizado a 4 km da margem direita do Rio Tocantins, distante 25 km da sede do município de Marabá, Região Sudeste do estado do Pará (Figura 1), latitude 5°17'38.65"S, longitude 49°10'55.68"O. A área experimental esta localizada em um Neossolo Quartzarênico (EMBRAPA, 2006), topografia predominantemente plana e vegetação predominante de floresta ombrófila densa e outros tipos de vegetação de ação antrópica.

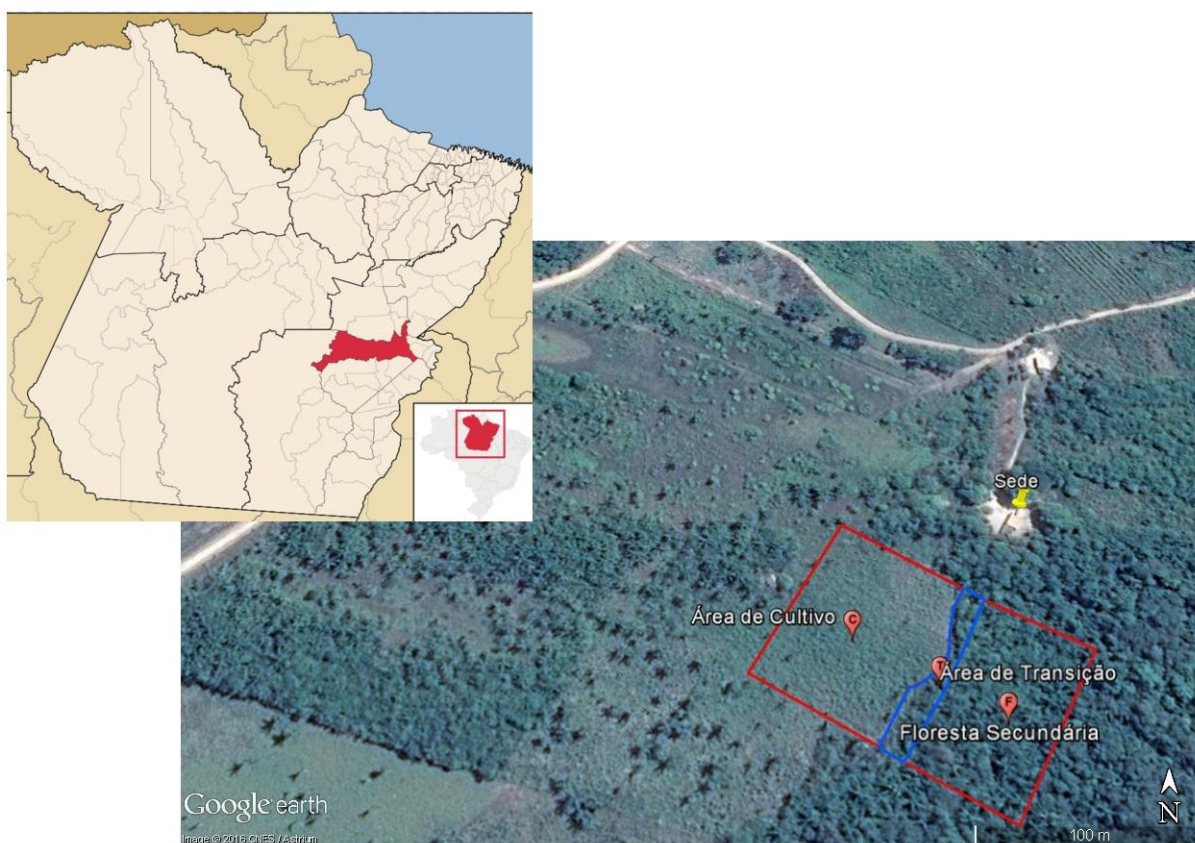


Figura 1. Localização da área de estudo em relação ao município de Marabá – Pará, destacando-se a sede da propriedade e os agroecossistemas: área de cultivo, floresta secundária e área de transição. Fonte: Google Earth.

As temperaturas máximas e mínimas da região variam entre 32,7° e 23,3° C, respectivamente e a umidade relativa do ar situada entre 76,9 e 88,4%. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é definido como Tropical Chuvoso de Selva Isotérmico (Afi), com temperatura média de 28°C e precipitação média anual de 1.925,7 mm,

com o período chuvoso ocorrendo entre os meses de novembro a abril e o período seco entre maio e outubro.

Os valores de precipitação pluviométrica (mm) (Figura 2), temperatura média (°C) (Figura 3) e umidade relativa do ar (%) (Figura 4) foram obtidos na estação meteorológica de Marabá, o INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) para os meses de outubro, novembro e dezembro de 2012 e janeiro e fevereiro de 2013.

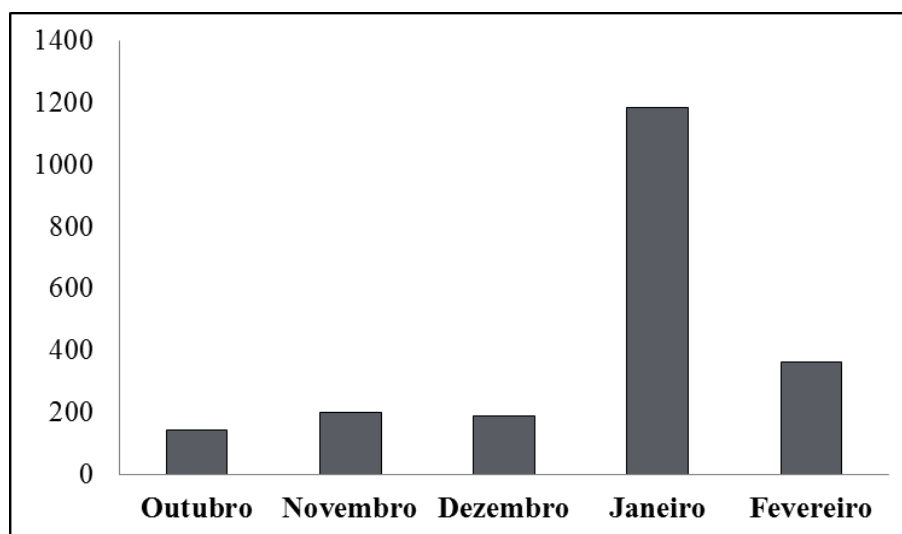


Figura 2. Precipitação Total (mm) - PPT - Janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, Fonte: Estação Meteorológica de Marabá do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

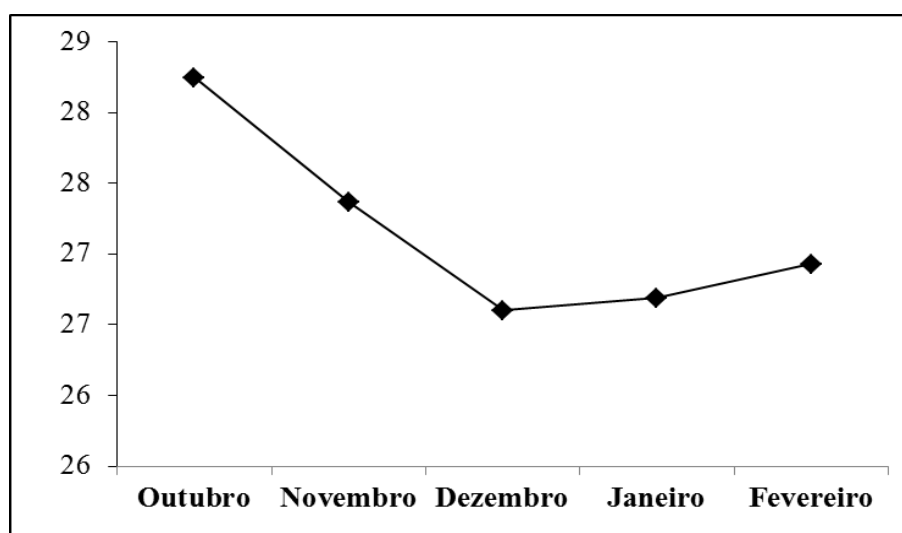


Figura 3. Temperatura Média (°C) – TM. Janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, Fonte: Estação Meteorológica de Marabá do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

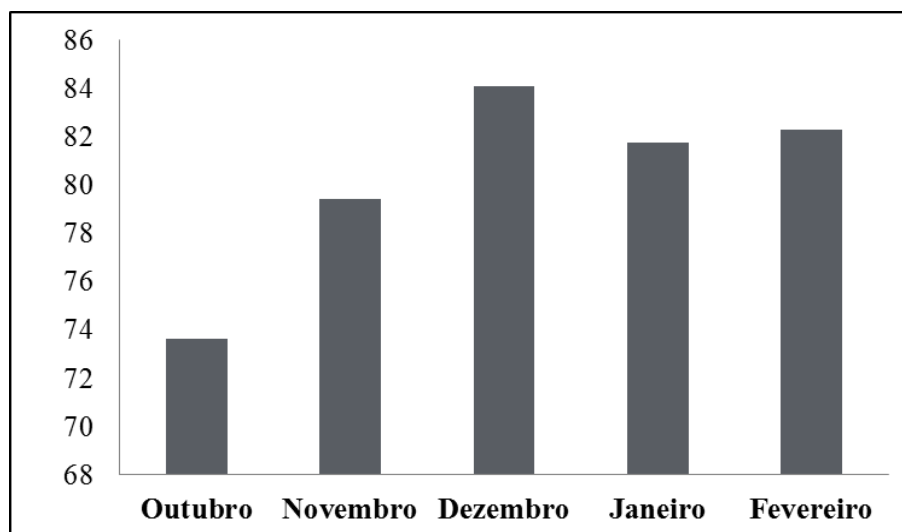


Figura 4. Umidade Relativa (%) - UR - Janeiro de 2012 a fevereiro de 2013, Fonte: Estação Meteorológica de Marabá do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

3.2. ÁREAS ESTUDADAS

O experimento foi conduzido em três áreas: área de cultivo, floresta secundária e área de transição (borda) entre a área de cultivo e a floresta secundária.

A área de cultivo possuía aproximadamente um hectare, resultante de uma floresta secundária de cinco anos convertida pelo corte e queima da vegetação. Em outubro a vegetação foi suprimida e em novembro queimada e semeada com culturas alimentares: milho (*Zea mays*), abóbora (*Curcubita maxima*) e mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), sem a utilização de fertilizantes ou correção do solo (Figura 5).

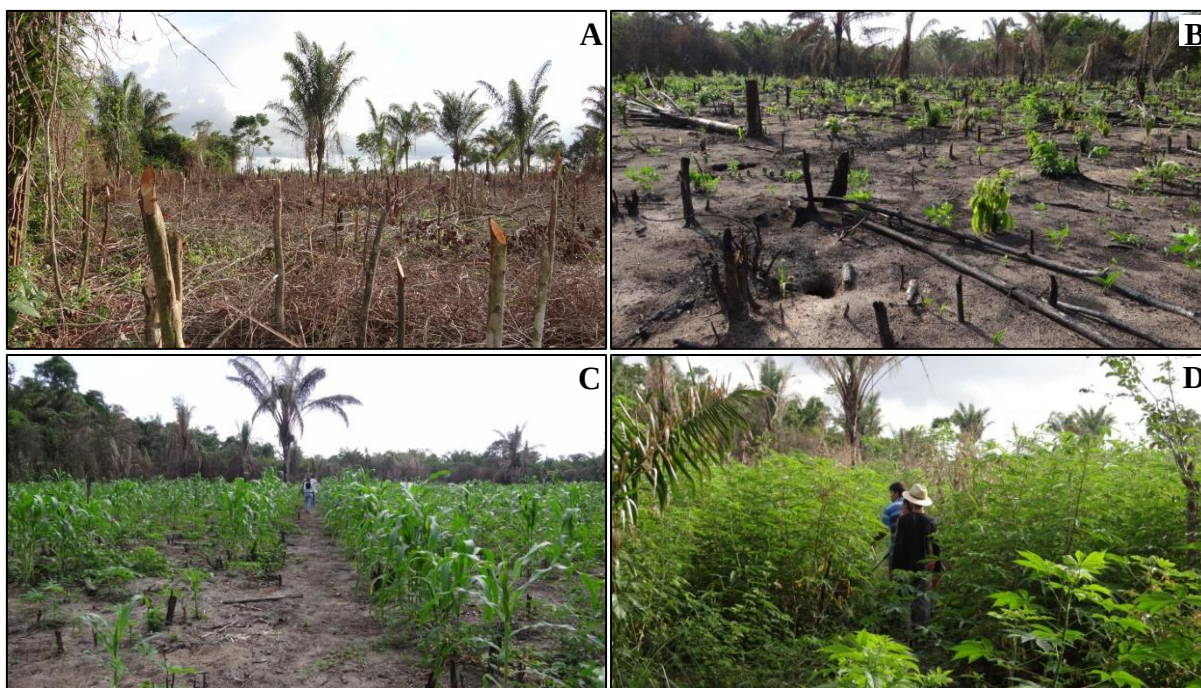


Figura 5. Aspecto geral do agroecossistema área de cultivo. Após a supressão da vegetação (Figura 5A), após a queima da vegetação para implantação dos cultivos (Figura 5B), estágio inicial de desenvolvimento (Figura 5C) e estágio mais avançado (Figura 5D). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.

A floresta secundária ocupava uma área de aproximadamente cinco hectares, em estágio avançado de sucessão ecológica com pelo menos 20 anos, composta por árvores de grande porte e estrutura ecológica estabelecida, com sub-bosque e estratos verticais bem definidos, bem como serrapilheira abundante sobre o solo (Figura 6).



Figura 6. Aspecto geral do agroecossistema floresta secundária (Figura 6A e 6B). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.

A área de transição (borda) ocupava uma extensão de aproximadamente 100 metros compreendendo as margens da área de cultivo e da floresta secundária (Figura 7).

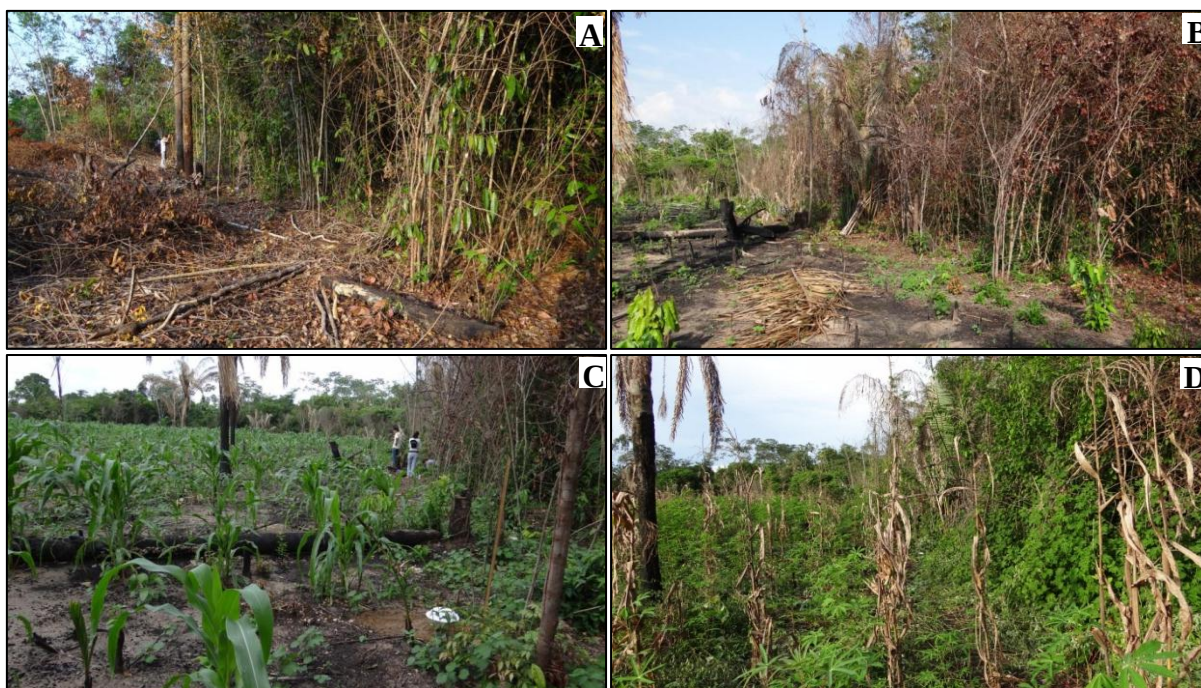


Figura 7. Aspecto geral da área de transição entre área de cultivo e floresta secundária. Após a supressão da vegetação da área de cultivo (Figura 7A). Após o queima da vegetação da área de cultivo (Figura 7B), diferentes fases de estabelecimento dos cultivos (Figura C e D). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.

3.3. COLETA, IDENTIFICAÇÃO E CONTAGEM DOS ARTRÓPODES

Os artrópodes foram coletados com o auxílio de armadilhas de solo do tipo alçapão, confeccionadas a partir de garrafas plásticas de dois litros de capacidade. As garrafas foram cortadas ao meio, utilizando-se a parte superior previamente recortada para tampar e funcionar como um funil de 7 cm de diâmetro (Figura 8). Nas armadilhas acrescentou-se uma solução de etilenoglicol (etanol 92% e formol 40% na proporção de 70:28:2 e duas gotas de detergente neutro por litro de solução) (FREITAS et al., 2005). Uma cobertura de plástico de 25 cm de diâmetro foi colocada sobre as armadilhas para evitar inundação pela chuva.



Figura 8. Detalhe da armadilha de solo tipo alçapão (Figura 8A). Armadilha sendo instalada em uma das áreas de experimento (Figura 8B). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.

Foram instaladas quatro armadilhas de solo em linha de quatro, distantes 30 metros uma da outra no centro da área de cultivo, no centro da floresta secundária e outra na área de transição entre a área de cultivo e o fragmento florestal, totalizando 12 armadilhas por amostragem (Figura 9). As armadilhas permaneceram montadas em campo durante sete dias em cada amostragem realizada durante os meses de outubro, novembro e dezembro de 2012 e janeiro e fevereiro de 2013.

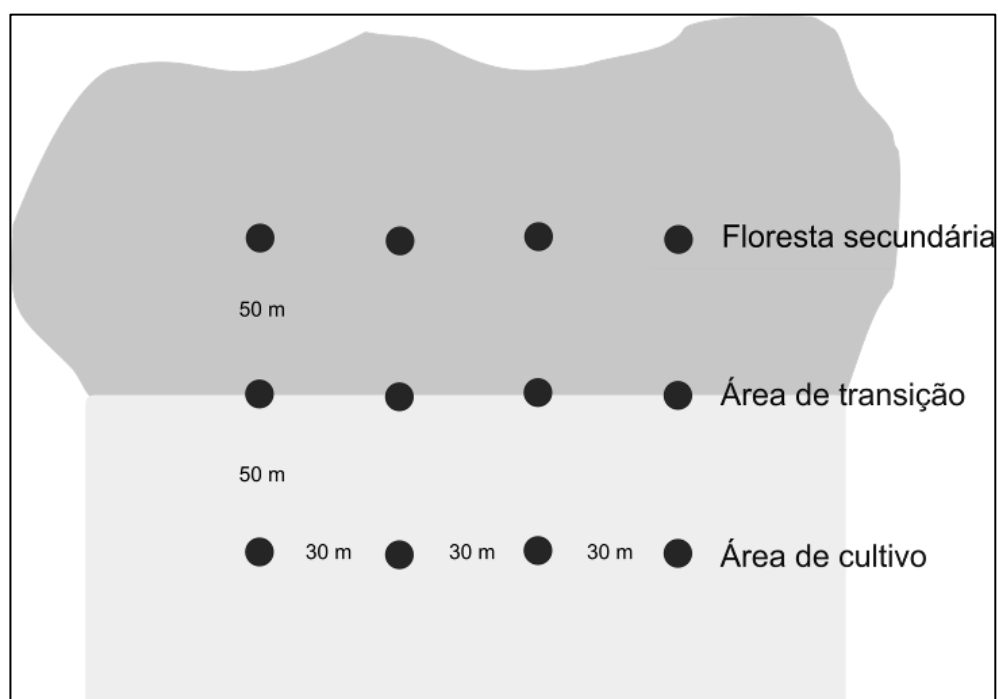


Figura 9. Esquema de distribuição das armadilhas de solo na floresta secundária, área de transição e área de cultivo no estabelecimento agrícola familiar. Marabá, 2013.

Os artrópodes coletados foram levados para o laboratório da Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – Unifesspa em Marabá-PA, onde foram acondicionados em potes de plástico de 80 ml contendo álcool hidratado a 70%, sendo posteriormente contabilizados e agrupados em grupos taxonômicos (OLIVER; BEATTIE, 1996) utilizando-se microscópio estereoscópico com aumento fixado em 40 vezes e chaves dicotômicas para identificação (Figura 10).

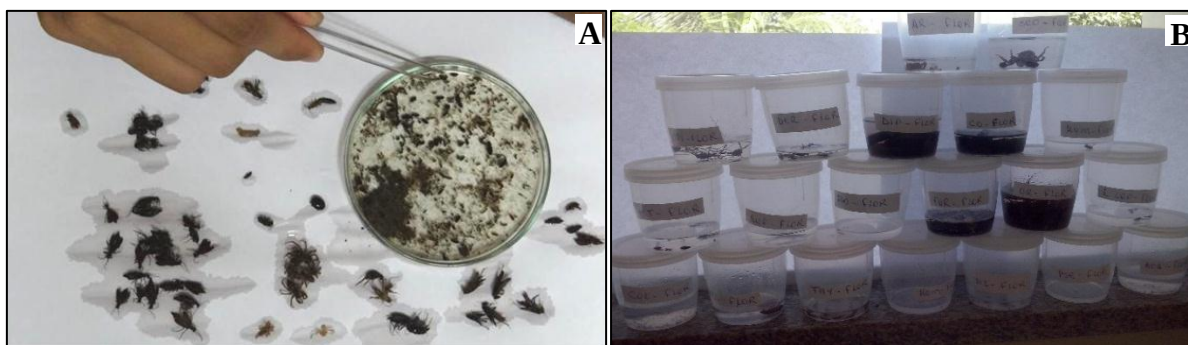


Figura 10. Triagem das amostras coletadas em campo (Figura 10A). Artrópodes acondicionados em potes de plástico (Figura 10B). Marabá – PA, 2013. Foto: Diego Macedo.

3.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados dos espécimes coletados foram sistematizados em planilhas eletrônicas no software Excel® e analisados por meio da estatística descritiva.

As comunidades de artrópodes foram estudadas pela definição da abundância (número de morfoespécies) e posteriormente classificadas em grupos taxonômicos. A diversidade foi calculada através dos índices de diversidade de Shannon (H) utilizando-se o programa estatístico PAST versão 3.06 (HAMMER et al., 2001).

As médias de abundância foram comparadas pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade, utilizando o programa estatístico Assistat versão 7.7 beta (SILVA et al., 2009).

O Índice de diversidade de Shannon (H) leva em consideração a riqueza de morfoespécies e sua abundância relativa, sendo definido por: $H = - \sum p_i \ln p_i$, onde: $p_i = n_i/N$; n_i = valor de importância de cada grupo; N = total dos valores de importância.

Os índices de diversidade dos agroecossistemas (índices de cada mês e índice total por área) foram comparados pelo Teste de t a 5% de probabilidade, para os quais se utilizou o software PAST 3.06 (HAMMER et al., 2001).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. ABUNDÂNCIA DE ARTRÓPODES

Durante os meses de coleta foram amostrados 5.985 espécimes, distribuídos em 14 grupos taxonômicos. Independente da área, o grupo Coleoptera apresentou maior abundância com 3.406 (56,91%) indivíduos, seguido pelo grupo Hymenoptera com 1.610 indivíduos (26,90%) e o grupo Orthoptera com 338 indivíduos (5,65%), juntas estas ordens representaram 89,56% de todos os artrópodes capturados (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância de artrópodes associados aos agroecossistemas área de cultivo, transição e floresta secundária, Marabá – PA, 2013.

Grupo Taxonômico	Cultivo	Transição	Floresta	Total	%
Araneae	55	50	31	136	2,27
Archaeognatha	0	3	9	12	0,20
Blattodea	1	87	16	104	1,74
Coleoptera	972	1.586	848	3.406	56,91
Dermaptera	1	10	15	26	0,43
Diplopoda	12	147	38	197	3,29
Diptera	18	5	12	35	0,58
Hemiptera	18	13	37	68	1,13
Hymenoptera	1.022	401	187	1.610	26,90
Isoptera	2	17	21	40	0,67
Lepidoptera	3	1	2	6	0,10
Odonata	1	0	0	1	0,02
Opilliones	2	2	2	6	0,10
Orthoptera	39	147	152	338	5,65
Total	2.146	2.469	1370	5.985	-

Na área de cultivo os quatro grupos mais abundantes na ordem decrescente foram Hymenoptera (1.022), Coleoptera (972), Araneae (55) e Orthoptera (39). A maior abundância do grupo Hymenoptera, deve segundo Martins (2010) a grande habilidade adaptativa a diferentes ambientes. Segundo Diniz (1997) algumas ordens apresentam aumento na abundância e dentre eles estão os coleópteros.

Os quatro grupos mais abundantes na área de transição, em ordem decrescente, foram Coleoptera (1.586), Hymenoptera (401), Orthoptera (147) e Diplopoda (147). A presença de artrópodes em ambas as áreas evidencia que as mesmas oferecem estrutura e formação de diversos microhabitats favoráveis a sua manutenção (LEIVAS; FISCHER, 2007).

Na floresta secundária o grupo Coleoptera (848) foi o mais abundante, seguido pelo grupo Hymenoptera (187), Orthoptera (152) e Diplopoda (38). Estes resultados foram bem parecidos com os encontrados por Santos et al. (1997) no seu trabalho sobre a abundância e riqueza da entomofauna em uma área de vegetação natural no norte do Rio Grande do Sul.

O grupo coleóptero foi o mais abundante nas áreas de transição e floresta. Esta condição possivelmente está atrelada aos hábitos alimentares destes artrópodes, uma vez que a grande maioria deles apresentam hábitos alimentares diversos, como fitófagos, parasitas, predadores, necrófagos e coprófagos (MEDRI; LOPES, 2001), fatores que facilitam a permanência destes indivíduos nestas áreas. Outro fator que pode correlacionar a maior abundância de coleópteros nas florestas é a grande riqueza de espécies e sua fácil captura (MELNYCHUK et al., 2003).

A segunda maior abundância foi observada na ordem Hymenoptera nas diferentes áreas, esta ordem a mais abundante do que muitas outras famílias de artrópodes de solo em diferentes áreas estudadas (AMORIM et al., 2013; OLIVEIRA, 2009; MOÇO et al., 2005).

A ordem Orthoptera apresentou a terceira maior abundância. A maioria dos artrópodes desta ordem é fitófaga e, conseqüentemente, possuem grande interesse econômico, pelos danos que muitas espécies causam aos cultivos em todo o mundo (GILIOTT, 2005).

4.1.1. Abundância nos diferentes agroecossistemas

A área de transição apresentou maior abundância com 2.469 espécimes, seguido pela área de cultivo com 2.146 espécimes e por último a floresta secundária com 1.370 espécimes. No entanto, a análise estatística das médias do cultivo (30,66), transição (35,27) e floresta não apresentou diferença significativa (Figura 11).

Esta semelhança estatística entre as áreas corrobora com a pesquisa Delettre (1994), que encontrou resultados semelhantes aos deste estudo e atribui os mesmos à grande mobilidade de artrópodes capazes de fugir de ambientes hostis e colonizarem os fragmentos após a passagem do fogo.

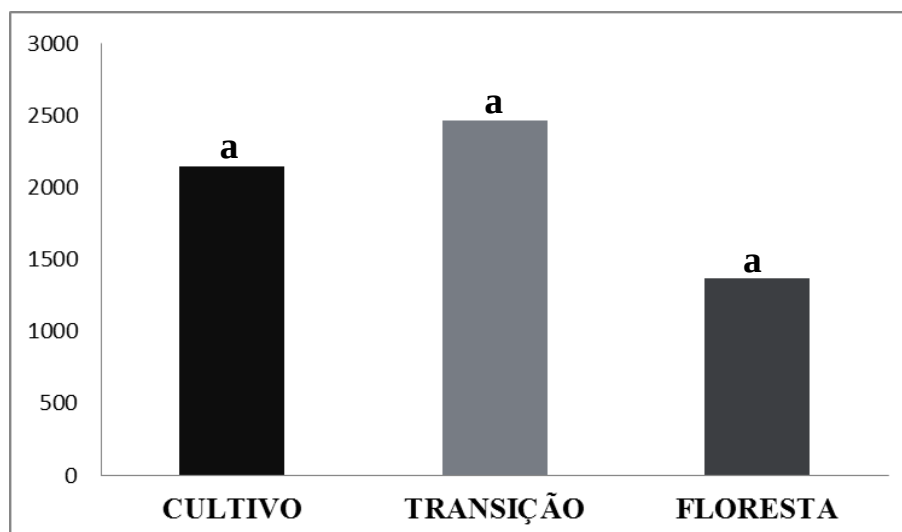


Figura 11. Abundância de artrópodes por área independente do tempo (médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

A maior abundância de artrópodes na área de transição pode estar ligada a maior diversidade de espécies vegetais, maior que na floresta e no cultivo, uma vez que conglomeram espécies das duas áreas citadas. Cuevas-Reyes et al. (2004) ressaltam que a abundância de artrópodes está intensamente relacionada com a diversidade de plantas, que disponibilizam nichos potenciais que podem ser ocupados principalmente por artrópodes herbívoros. A abundância de artrópodes herbívoros é maior em ambientes onde existe um predomínio de espécies pioneiras como nas bordas florestais (HUMPHREY et al., 1999).

Mathieu et al. (2005), em seus estudos sobre a recuperação de comunidades da macrofauna do solo após o desmatamento na Amazônia Oriental, afirmam que a superioridade na abundância de artrópodes em área de transição demonstra que neste ambiente há grande movimentação, tanto de comunidades que se refugiaram na floresta devido ao fogo na área de cultivo, quanto das que migraram da floresta para recolonizar a área de cultivo durante o desenvolvimento da vegetação cultivada e não cultivada.

Outro fator que pode ter levado ao número maior de artrópodes na área de transição é o alto nível de estresse sobre as plantas dessa área. Vários estudos indicam as bordas como as áreas mais expostas às perturbações externas. As perturbações sobre a borda podem ser evidenciadas por um aumento da penetração da luz solar (MURCIA, 1995) e maior incidência de ventos, ocasionando algum tipo de estresse para a planta (LAURENCE et al., 1998). Plantas sob estresse são melhores fontes de alimento aos herbívoros, devido à menor produção de compostos secundários, como taninos e terpenos, que são utilizados como mecanismos de defesa pela planta (WHITE, 1984; COBB et al., 1997).

O cultivo apresentou a segunda maior abundância, devido provavelmente ao uso do fogo para a limpeza da área e a diversificação do cultivo (milho (*Zea mays*), abóbora (*Curcubita maxima*) e mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Para Silva et al. (2008) a macrofauna é fortemente influenciada pelas práticas agrícolas, principalmente pela perturbação do ambiente físico e pela modificação da quantidade e qualidade da matéria orgânica, as quais modificam a abundância e a diversidade da comunidade. Resultados semelhantes foram encontrados por Lavelle et al. (1994), Cordeiro et al. (2004), Moço et al. (2005), Merlim et al. (2005), Silva et al. (2007), Santos et al. (2008), Menezes et al. (2009), Lima et al. (2010) e Rodrigues (2015), onde a macrofauna estudada demonstrou a influência do uso do solo sobre a abundância, diversidade e composição de táxons.

A floresta secundária apresentou a menor abundância dentre as três áreas, devido provavelmente à sua fragmentação ou mesmo em decorrência do fogo na área adjacente. Além da perda de espécies provocada pela fragmentação da mata, pode ocorrer, inicialmente, a entrada de espécies para os fragmentos, que podem funcionar como refúgios (ANTONINI et al., 2003).

Segundo Lovejoy (1980) a ocorrência de extinção, dispersão e colonização nessas áreas são frequentes até que se restaure um novo equilíbrio. Espécies raras e com pequena área de distribuição, ou muito especializadas, parecem ser mais suscetíveis aos efeitos da fragmentação das florestas (TURNER, 1996), sendo este possivelmente um dos motivos para a menor abundância em comparação à área de cultivo e transição.

4.1.2. Abundância ao longo do tempo

A análise estatística das médias da abundância ao longo do tempo (Figura 12) mostrou que o mês de janeiro (45,75) apresentou diferença estatística em relação aos meses de novembro (18,47) e dezembro (17,62) e resultados semelhantes a outubro (31,91) e fevereiro (28,74). Wolda (1978) e Levings (1983) afirmam que a diferença na abundância de artrópodes tropicais em diferentes épocas do ano pode ser explicada pelo nível de umidade do solo, sendo maior no período de maior precipitação.

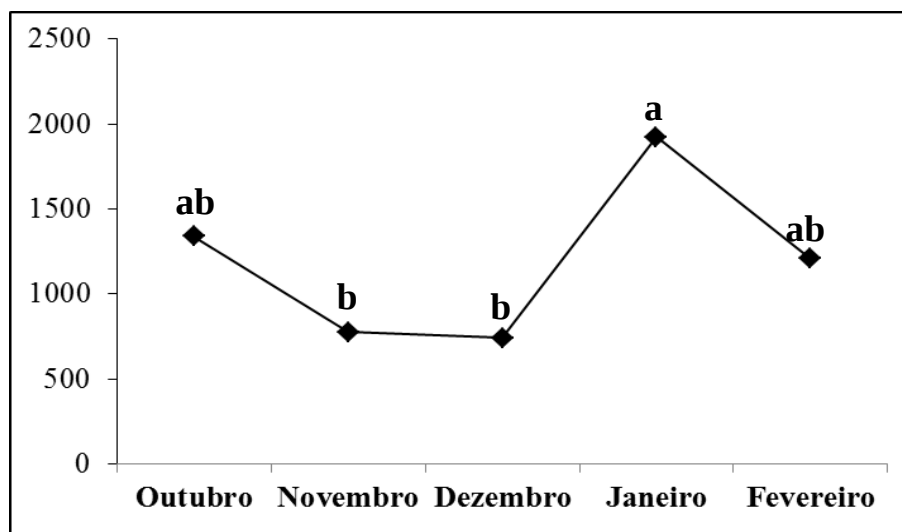


Figura 12. Abundância de artrópodes nos diferentes períodos de análises associados aos agroecossistemas cultivo, transição e floresta tempo (Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

Analizando apenas os dados quantitativos verificou-se a menor abundância de artrópodes no mês de dezembro com 740 espécimes. A precipitação para este mês foi de 191,30mm, apresentando umidade relativa do ar 84,10%, a maior mensurada durante os meses de estudo e a menor temperatura média, 26,6°C.

Outubro obteve a segunda maior abundância com um total de 1.340 artrópodes coletados, a precipitação total foi de 144,40 mm, a menor em comparação aos demais meses de coleta. A umidade relativa foi de 73,64%, sendo também a menor média obtida durante o estudo. A temperatura média deste mês foi de 28,25°C.

No mês de novembro foram coletados 776 espécimes, sendo esta a quinta maior abundância. Neste mês a precipitação foi de 204 mm e a temperatura média de 29,42%.

O mês de dezembro apresentou a menor abundância com 740 artrópodes. A precipitação para o mês foi de 191,30mm, apresentando a maior umidade relativa do ar 84,10% e a menor temperatura média, 26,6 °C. Esta redução no número de indivíduos pode estar relacionada ao comportamento próprio de alguns grupos taxonômico, pois os artrópodes por serem organismos de sangue frio ficam mais lentos quando a temperatura está baixa (TRIPLEHORN; JOHNSON, 2001).

O mês mais abundante foi janeiro, com um total de 1.992 artrópodes coletados, onde a precipitação total foi de 1.185,60 mm, sendo esta a maior entre os meses de coleta. A umidade relativa foi de 81,75% e a temperatura média foi de 26,69°C. Artrópodes do solo principalmente os detritívoros e predadores são pouco afetados pelo fogo inicialmente, aumentando sua abundância logo após a passagem do fogo (SWENGEL 2001). Degaspari et

al. (1983), em seus estudos sobre os efeitos da queima sobre os artrópodes em canaviais atribui a maior sobrevivência de predadores após a queima às baixas temperaturas atingidas nos primeiros 5 mm de profundidade do solo durante o fogo, neste sentido, por apresentarem grande mobilidade e a possibilidade de se abrigarem no solo, os predadores sobrevivem à queima.

No mês de fevereiro observou-se a quarta maior abundância de artrópodes com 1.207 espécimes, período no qual a precipitação foi de 363,60mm, a umidade relativa 82,31% e a temperatura média 26,93. De acordo com Wolda (1992), os fatores climáticos são apenas algumas das variáveis que podem influenciar na distribuição populacional e nos picos de abundância de artrópodes. Já Marinoni e Dutra (1991), afirmam que valores de temperatura e umidade relativa do ar contribuem para o aumento ou diminuição do número de indivíduos capturados.

Muitas espécies de artrópodes têm a sua distribuição populacional ao longo do ano bem modelada pela temperatura (BRAKEFIELD, 1987; WOLDA, 1988). Diante disso, alguns estudos tem sugerido que o aumento da disponibilidade de água no solo, nas bacias hidrológicas e do ar no início da estação chuvosa pode funcionar como um estímulo inicial ou um “gatilho” para que as populações de artrópodes retomem a atividade (WOLDA, 1988). Este efeito pode ser observado na figura 12, onde os meses com maiores precipitações apresentaram maior abundância de artrópodes, exceto o mês de outubro, cuja precipitação foi a menor entre todos os períodos estudados.

A variabilidade da abundância de artrópodes nas diferentes épocas do ano foi estudada por Wolda (1992), onde é enfatizado que a sazonalidade de artrópodes tropicais ocorre e sugere-se que está relacionada diretamente com a distribuição dos recursos alimentares e a previsibilidade climática entre as estações secas e chuvosas, sendo esse possivelmente o fator mais importante na variabilidade da abundancia desses organismos.

Por outro lado, a hipótese mais provável para a menor abundância nos meses de Novembro e dezembro pode estar relacionada ao corte e a queima da vegetação da área de cultivo nos meses citados. A utilização do fogo é, sem dúvida, o processo que provoca maior perturbação ambiental devido à severidade dos danos causados. De acordo com Araújo et al. (2005), os poucos estudos em relação ao efeito do fogo sobre artrópodes indicam que as espécies que sofrem maiores mortandades, no início do processo, são os fitófagos e predadores existentes na parte aérea, embora sejam capazes de repor suas populações em pouco tempo, enquanto que os artrópodes de solo, detritívoros e predadores sofrem em menor intensidade o efeito do fogo.

4.2. DIVERSIDADE DE ARTRÓPODES

Os índices de diversidade de Shannon por área, independente do tempo foram altos nas diferentes áreas. O maior índice foi encontrado no cultivo (3,0753), seguido pela floresta (2,8125) e o menor foi encontrado na área de transição (2,4706), havendo diferença estatística entre todos os agroecossistemas, pelo Teste de t a 5% de probabilidade (Figura 13).

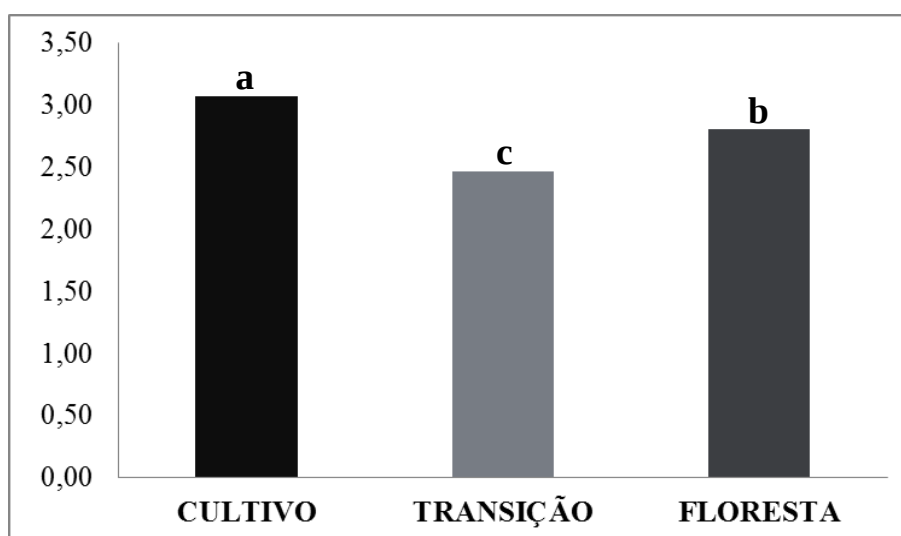


Figura 13. Diversidade de artrópodes por área independente do tempo (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

A maior diversidade de artrópodes no cultivo pode estar relacionada às práticas agrícolas que podem alterar a fauna edáfica com aumento, limitação ou manutenção do tamanho da população. Pois quando não há modificação do tamanho da população, pode haver mudança na sua estrutura, como redução da quantidade de formas juvenis e de ovos (LOPES ASSAD et al., 1997).

As respostas de artrópodes ao fogo resultam da mortalidade direta e da sucessão pós-fogo (MORETTI et al., 2006), onde os agroecossistemas do entorno podem ter papel fundamental pela migração de espécimes em um processo de recolonização da área pós-distúrbio. Desta forma, o fogo promove a seletividade de espécies e grupos, que frequentemente sofrem este distúrbio, de forma que estes remanescentes, somados aos migrantes do entorno são responsáveis pela recolonização inicial da área com alta abundância e dominância de espécies. A estrutura simplificada resultante da ação do fogo, pela destruição de diversos nichos do agroecossistema, resulta em muitos habitats temporários. Além do

mais, o fogo estimula a reprodução vegetativa, oferecendo novos recursos de boa qualidade à fauna remanescente e imigrante (GARCIA, 1991).

No entanto segundo White et al. (2010) existe dificuldade em correlacionar a diversidade de artrópodes em função do fogo, pois as consequências deste irão depender de uma série de fatores variáveis como o clima, vegetação e intensidade do fogo.

A diversidade na floresta foi estatisticamente menor que no cultivo, porém maior em relação à área de transição. Esperava-se que a diversidade na floresta fosse maior que as demais áreas, haja vista a grande diversidade de espécies vegetais neste agroecossistema estabelecido há mais de 20 anos. Pois, o ambiente de floresta, devido à sua maior heterogeneidade, complexidade de condições ambientais e oferta de recursos, possivelmente apresenta condições diversificadas e mais nichos disponíveis para a artropodofauna (VIEIRA; MENDEL, 2002).

Almeida et al. (1998) afirmam que ambientes centrais abrigam alta diversidade de artrópodes, já que são mais florestadas e conseqüentemente possuem uma maior biomassa de serapilheira, disponibilizando maior oferta de recursos, contrapondo assim, os resultados obtidos com este estudo. A diversidade das espécies da fauna, segundo Stork e Eggleton (1992) e Soares et al. (2001) é proporcionalmente maior em floresta tropical do que em áreas agrícolas.

A área de transição obteve o menor índice de diversidade (2,4706), este resultado parece estar relacionado com o efeito de borda. Laurence et al. (2002) evidenciam que ambientes com efeito de borda diferem enormemente de ambientes centrais em fragmentos florestais, pois como bordas são muito mais iluminadas, expõem extremos microclimáticos e estresse biótico aos artrópodes. Assim segundo Tabarelli et al. (2010) muitas espécies evitam habitats com efeito de borda.

Quando se analisa a diversidade geral (todos os agroecossistemas) (Figura 14), constata-se que a maior diversidade foi encontrada no mês de novembro (3,3338), a diversidade encontrada nos meses outubro (3,2711) e dezembro (3,2401) são semelhantes e não apresentam diferença estatística, porém a diversidade é menor que a observada em novembro. Janeiro (1,9747) apresentou a quarta maior diversidade e fevereiro (1,6094) a menor.

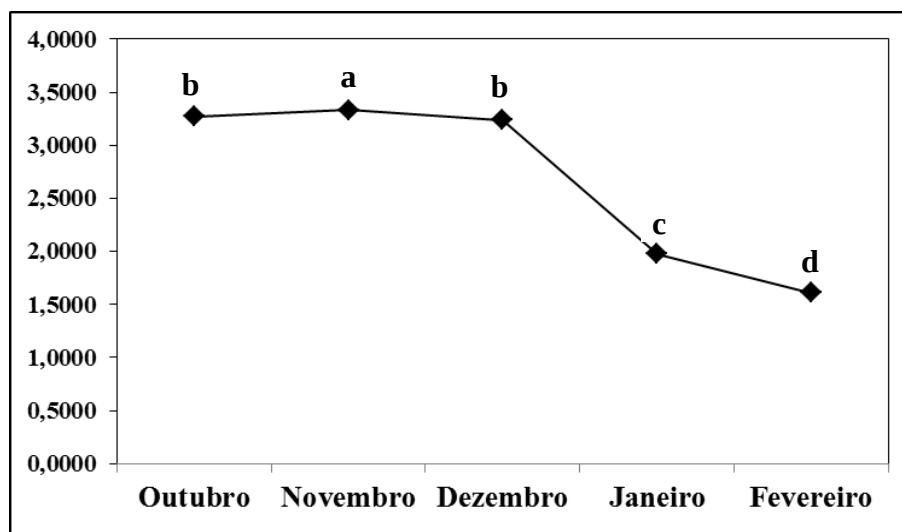


Figura 14. Diversidade geral de artrópodes por período independente da área tempo (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

As diferenças encontradas entre os meses de outubro e dezembro embora significativas foram mínimas, no entanto quando se compara janeiro e fevereiro observamos grande diferença estatística. Esta diminuição abrupta pode estar relacionada ao fechamento do ciclo do corte e queima com a implantação das culturas logo após a queima que ocorreu em dezembro. Estes resultados corroboram com Silva (1998), que estudando o manejo do solo, verificou que a derrubada da vegetação original com posterior queima e plantio de lavouras brancas, contribui para a redução da diversidade de artrópodes.

Sobrinho e Schoereder (2007) afirmam que a proximidade entre diferentes agroecossistemas e o tamanho reduzido dos mesmos, dificulta a distinção da distribuição das comunidades de artrópodes, visto que a utilização indiscriminada destes ambientes por diferentes grupos permite que as espécies transitem sem restrições entre estes ambientes ao longo do tempo.

4.2.1. Diversidade por área ao longo do tempo

Na área de cultivo os meses de outubro (2,7424) e novembro (2,9026) foram estatisticamente iguais, estes, no entanto, mostraram-se maiores estatisticamente que os meses de dezembro (2,5904), janeiro (1,8461) e fevereiro (1,5292) respectivamente (Figura 15). Neumam e Tolhurst (1991) em uma floresta de eucalipto, também detectaram uma redução significativa na diversidade, até um ano após queima da área. Segundo o mesmo autor essa diminuição seria responsável por uma redução na velocidade da ciclagem de nutrientes.

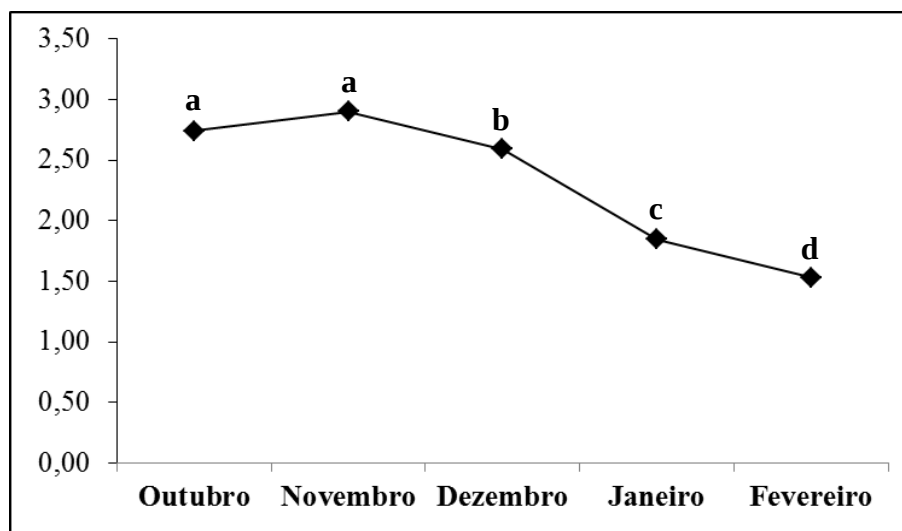


Figura 15. Diversidade de artrópodes na área de tempo (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

Na área de transição o mês de outubro apresentou diversidade (3,0578) semelhante ao mês de novembro (2,8517) e estes dois foram maiores estatisticamente que os meses de dezembro (2,5890), janeiro (1,5452) e fevereiro (1,2741) respectivamente (Figura 16).

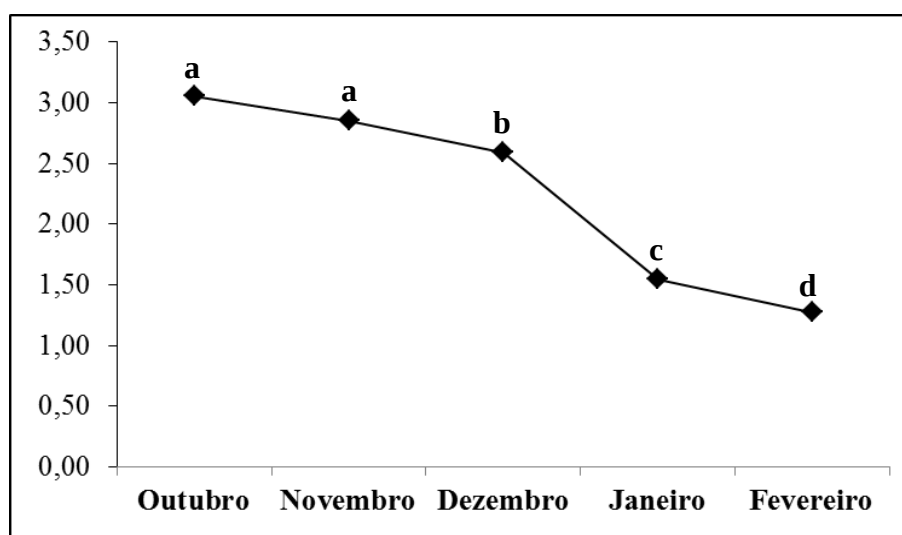


Figura 16. Diversidade de artrópodes na área de transição (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

O decréscimo encontrado na diversidade da área de transição corrobora com Bragança (1995) que no seu estudo sobre as populações de Lepidoptera e Hymenoptera na borda de

plantações de eucalipto e floresta no Espírito Santo, observou um decréscimo na riqueza de espécies e diversidade na floresta para o interior do eucalipto.

Vários distúrbios podem afetar a diversidade nas áreas de transição, diminuindo ou aumentando a abundância e ou diversidade de artrópodes. Esses estão associados à redução da diversidade de artrópodes e, em outros casos, ocorre o contrário, esses fatores estão associados até a um aumento na diversidade local (THOMAZINI; THOMAZINI, 2000).

Na floresta secundária (Figura 17) os meses de outubro (2,3783) e dezembro (2,5890) apresentaram os maiores índices de diversidade e não diferiram estatisticamente, sendo maiores que os meses de novembro (2,0518) e janeiro (2,0628) que também não apresentaram diferença estatística. Fevereiro (1,5973) apresentou a menor média diferindo estatisticamente das demais áreas. A floresta secundária apresentou menor diferença entre os índices de diversidade, provavelmente devido à estabilidade ecológica, apresentada nesta área, de maneira que as variações na sua diversidade são menores (RODRIGUES, 2015).

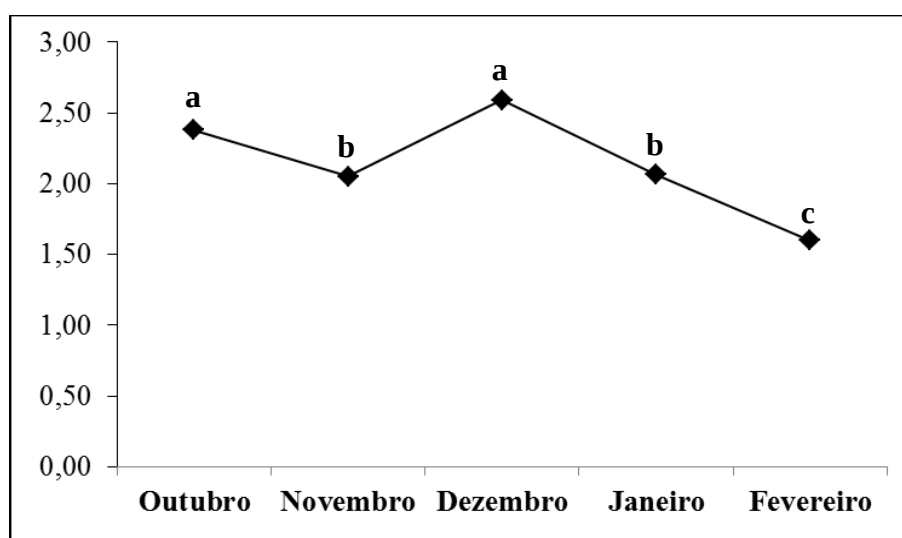


Figura 17. Diversidade de artrópodes na área de floresta (índices seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste t ao nível de 5% de probabilidade), Marabá – PA, 2013.

5. CONCLUSÃO

A abundância de artrópodes na área de cultivo variou em função do manejo com uso do fogo. A área de transição apresentou a maior abundância de artrópodes edáficos, embora não tenha existido diferença significativa entre os agroecossistemas.

A diversidade diminuiu gradativamente pós-queima e não apresentou recuperação no período estudado. A maior diversidade foi encontrada na área de cultivo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Grande parte dos seres vivos do planeta pertence ao filo Arthropoda, conferindo-lhes forte importância ecológica e econômica nos mais diversos ecossistemas naturais e manejados.

Estes indivíduos tem um papel importante na manutenção da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas. Ao se alimentarem da matéria orgânica presente na serrapilheira dos agroecossistemas, contribuindo para a ciclagem dos nutrientes, os artrópodes que vivem no solo desempenham a importante função na manutenção da fertilidade dessa área.

A manutenção e preservação dos agroecossistemas naturais ou em condições parecidas como as encontradas em florestas secundárias, onde existe maior diversidade, resistência à perturbação e interferência antrópica representa um dos papéis mais importantes para os profissionais da área agrária.

Assim promover o aumento da diversidade da fauna edáfica contribui diretamente para uma recuperação mais rápida de áreas com alguma forma de desequilíbrio, pois esse aumento propicia a restauração dos processos de competição entre insetos predadores e pragas, diminuindo consideravelmente a necessidade do uso de defensivos agrícolas.

A diversidade de artrópodes pode e vem sendo utilizada como indicadora da qualidade do solo, abrindo uma vasta área de oportunidades para novos estudos sobre essas relações e seus benefícios para o solo. A importância desses estudos está diretamente relacionada às tendências de consumo de produtos livres de agrotóxicos e fertilizantes químicos.

A abundância e a diversidade também apresentam papel fundamental para a sustentabilidade dos agroecossistemas. O aprofundamento dos estudos desses fatores representa um avanço significativo para o desenvolvimento de novas técnicas sustentáveis e ecológicas tanto para a agricultura familiar como patronal, bem como em outros segmentos como a pecuária ou mesmo a indústria madeireira com seus cultivos florestais.

Devido à grande importância dos artrópodes para a recuperação de solos degradados, a preservação da fauna edáfica deveria ser protegida e incentivada através de políticas públicas de conservação dos mesmos, com o objetivo de minimizar o desequilíbrio ecológico nos diversos campos da agricultura.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, L. M.; RIBEIRO-COSTA, C. S.; MARINONI, L. Manual de Coleta, Conservação, Montagem e Identificação de Insetos. Ribeirão Preto: **Holos**, 1998. 88p.
- ALMEIDA, M. F. **Caracterização agrometeorológica do Município de Marabá/PA**. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal do Pará, Colegiado de Ciências Agrárias, Marabá, 2007.
- ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. **Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview**. In: Agosti, D.; Majer, J. D.; Alonso, L. E.; Schultz, T. R. (Eds.). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biological diversity*. Smithsonian Institution Press, Washington D. C., USA, p. 1-8. 2000.
- AMORIM, I. A.; AQUINO, A. L. de; SILVA, E. M. de J.; MATOS, T. E. da S.; SILVA, T. P. da; RODRIGUES, D. de M. Levantamento de artrópodes da superfície do solo em área de pastagem no Assentamento Alegria, Marabá - PA. **Rev. Agroecossistemas**, v. 5, n. 1, p. 62-67, 2013.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L., COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serrapilheira para a recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, v.24, n.220, p. 55-63, 2003.
- ANTONINI, Y.; ACCACIO, G de M.; BRANT, A.; CABRAL, B. C.; FONTENELLE, J. C. R.; NASCIMENTO, M. T.; THOMAZINI, A. P. de B. W.; THOMAZINI, M. J. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade: vegetação e flora. In: RAMBALDI, D. M., OLIVEIRA, D. A. S. de. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. (orgs.) Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p. ISBN – 87166-48-4
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R., **Indicadores biológicos de qualidade do solo**. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.
- ARAÚJO, R. A.; ARAÚJO, M. S.; GONRING, A. H. R.; GUEDES, R. N. C. Impacto da queima controlada da palhada de cana-de-açúcar sobre a comunidade de insetos locais. **Neotropical Entomology**, v. 34, n. 4, p. 649 - 658, 2005.
- ASSAD, M. L. L. Fauna do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. (Ed). **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, p. 363-443, 1997.
- ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and Management**, v. 63, n. 2-3, p. 247-300, 1994.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; MAFRA, Á. L. Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.2, n.2, p.97-106, 2003.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. Ecology: individuals, populations and communities. **Blackwell Science**, Oxford, 3 ed.: 1996.

BENGTSSON, J.; NILSSON, S.G.; FRANC, A.; MENOZZI, P. Biodiversity, disturbance, ecosystem function and management of European forests. **Forest Ecology and Management**, 132: 39-50, 2000.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 17, p. 389-400, 2003.

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(11): 859- 866. 1992.

BRADY, N. C. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 58, n. 1, p. 3-11, 1996.

BRAGANÇA, M. A. L. **Influência das áreas de conservação sobre Lepidoptera e Hymenoptera em eucaliptais**. 1995. 101 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.

BRAKEFIELD, P. M. Geographic variability in, and temperature effects on, the phenology of *Maniola jurtina* and *Pynonistithonus* (Lepidoptera, Satyrinae) in England and Wales. **Ecological Entomology**, v. 12, p. 139 – 148, 1987.

BROWN JR., K. S. Conservation of Neotropical Environments: Insects as indicators. p 350-380 in: N. M. Collins & J. A. Thomas (eds.) *The Conservation of insects and their habitats*. **Academic Press**, London, 1991.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.

BUAINAIN, A. M; ROMEIRO, A. R.; GUANZIROLI, G. Agricultura Familiar e o Novo Mundo Rural. **Sociologias**, Porto Alegre, ano 5, nº 10, jul/dez 2003, p. 312-347

BUENO-VILLEGAS, J. **Los diplópodos del suelo en la selva alta de Los Tuxtlas**. In: ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J. & NARANJO-GARCÍA, E. N. *Ecología del suelo em la selva tropical húmeda de México*. UNAM, pp. 226-236. 2003.

BUENO-VILLEGAS, J.; SIERWALD, P.; BOND, J. E. Diplopoda. In: BOUQUETS, J. L. & MORRONE, J. J. **Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de Artrópodos de México** vol. IV. Universidad Nacional Autonoma de México. 2004.

BUZZI, Z. J.; MIYAZAKI, R. D. **Entomologia Didática**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1999.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edges effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of tropical ecology**, v. 11, p. 205- 221, 1995.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on letter-dwelling ants. **Biological conservation**, v.19, p. 151-157, 1999.

CASSOL, E. A.; CANTALICE, J. R. B.; REICHERT, J. M.; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 685-690, 2004.

CASTRO-NEVES, B. M.; MIRANDA, H. S. 1996. **Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de cerrado**. In: Miranda, H.S.; Saito, C.H. & Dias, B.F. (orgs.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Departamento de Ecologia (ECL)/ Universidade de Brasília (UnB), Brasília, DF p. 20-30.

CAZELLA, A. A.; BONNAL, P.; MALUF, R. S. **Agricultura familiar: multifuncionalidade e desenvolvimento territorial**. Np Brasil. Rio de Janeiro: Mauad, 2009.

COBB, N. S. S.; MOPPER, C. A.; GEHRING, M.; CAQUETTE, K. M.; CHRISTENSEN, T. G. Increased moth herbivory associated with environmental stress of pinyon pine at local and regional levels. **Oecologia** 109:389–397, 1997.

CODDINGTON, J. A.; YOUNG, L. H.; COYLE, F. A. Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. **Journal of Arachnology**, v. 24, p. 111-128, 1996.

CONKLIN, H. C. The study of shifting cultivation. **Current Anthropology**, v. 2, n. 1, p. 27-61, 1961.

CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIM, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. Revista Universidade Rural. Série Ciências da Vida (Cessou em 2007. Cont. ISSN 1983-4772. **Revista de Ciências da Vida**, Seropédica, v. 24, n.2, p. 29-34. 2004.

CORRÊA, F.; ROSA, C. A. da. **Levantamento quali-quantitativo em nível de ordem de invertebrados terrestres numa planície costeira no município de Pelotas, Rio Grande do Sul**. XVII Congresso de Iniciação Científica, X Congresso de Pós-Graduação, novembro 2008.

CORREIA, M. E. F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas**. Seropédica: Embrapa Agroecologia. 18p. (Documento 156), 2002.

CUEVAS-REYES, P.; QUESADA, P.; HANSON, P.; DIRZO, R.; OYAMA, K. Diversity of gall-inducing insects in a Mexican tropical dry Forest: the importance of plant species richness, life-forms, host plants age and plant diversity. **J. Ecol.**, v. 92, p. 707-716, 2004.

DALBEN, R. V.; MENDONÇA JR., M. de S. Diversity of galling arthropods and host plant in a subtropical Forest of Porto Alegre, southern Brazil. **Neotropical entomology**, v.35, n.5, p. 616-624, 2006.

DAVIES, R. G.; EGGLETON, P.; DIBOG, L.; LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E. BRAUMAN, A.; HARTMANN, C.; NUNES, L.; HOLT, J.; ROULAND, C. Successional response of a tropical forest termite assemblage to experimental habitat perturbation. **J Appl Eco**, 36 (6): 946-962. 1999.

DELETTRE, Y. R. Fire disturbance of a chironomid (Diptera) community on heathlands. **Journal of Applied Ecology** 31(3):560-570, 1994.

DENICH, M.; VLEK, T. D. de A. S.; PAUL L. G.; VIELHAUER, K.; LÜCKE, W. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 110, n. 3, p. 43-58, 2005.

DIAS, B. F. (org.). 1992. **Alternativas de desenvolvimento dos cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis**. Ed. FUNATURA, Brasília, DF p. 34- 38.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Tree** 11 (6): 255-260, 1996.

DINIZ, I. R. **Variação na Abundância de insetos no cerrado: efeito das mudanças climáticas e do fogo**. 1997. 261 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade Federal de Brasília, Universidade Federal de Brasília, Brasília, 1997.

EADES, D. C.; OTTE, D.; CIGLIANO, M. M.; BRAUN, H. **Orthoptera Species File Online**. Version 2.0/4.0. 2011.

EDEN, M. J.; ANDRADE, A. Ecological aspects of swidden cultivation among the Andoke and Witoto Indians of the Colombian Amazon. **Human Ecology**, v. 15, n. 3, p. 339-359, 1987.

ELTON, C. S. The structure of invertebrate populations inside neotropical rain forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 42, p. 55-103, 1973.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306 p. 2006.

FAO, Food and Agriculture Organization. **The Tropical Forestry Action Plan**. Rome: UN Food and Agricultural Organization, 1985.

FEARNSIDE, P. M. Serviços ambientais como estratégia para o desenvolvimento sustentável na Amazônia rural. p. 314-344 In: C. Cavalcanti (ed.) **Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas**. São Paulo, SP: Editora Cortez. 436p. 1997.

FERNANDES, G. W; ALMADA, E. D.; CARNEIRO, M. A. A. Gall-Inducing Insect Species Richness as Indicators of Forest Age and Health. **Environ. Entomol.** 39(4): 1134-1140. 2010.

FERNANDES, R. A. **Alteração em parâmetros físico-hídricos de dois solos do cerrado sob diferentes manejos**. 2006. 57 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Instituto de Ciências Agrárias, Faculdades Integradas de Mineiros, Mineiros-GO.

FERRAZ, A. C. P. **Abundância, riqueza, análise faunística e efeitos da fragmentação florestal em calliphoridae (diptera) na Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Brasil**. 126 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. G. S. M. A Fauna de Artrópodes de Serrapilheira de Áreas de *Eucalyptus* sp. e Mata Secundária Heterogênea. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, 27(3) 395-403 p.1998.

FOWLER, H. G.; FORTI L. C.; BRANDÃO, C. H. R.; VASCONCELO, H. L. **Ecologia Nutricional de formigas**. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.), *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas*. São Paulo, Ed. Manole e CNPq, p. 131-223, 1991.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: ROCHA, C. F.D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S. (orgs.). **Biologia da conservação**. Rio de Janeiro: UERJ, 2005.

GARCIA, M. A. **Arthropods in tropical corn field: effects of weeds and insects on community composition**, p. 619-634. In: Price, P.W.; Fernandes, G.W.; Lewinsohn, T.M.; Benson, W.W. (Ed.). *Plant-animal interactions, evolutionary ecology in tropical and temperate regions systems*. New York, John Wiley & Sons, 1991, 639p.

GILLOTT, C. Entomology, third Edition, **Springer Press**. Netherlands. 84 pp. 2005. KNYSAK, I.; MARTINS, R. Myriapoda. In: JOLY, C. A.; BICUDO, C. E. M. (Org.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX*. São Paulo: FAPESP. p. 67-72. 1999

GONÇALVES, L.; ALMEIDA, F. S.; MOTA F. DE M. Efeitos da temperatura no desenvolvimento e reprodução de *Edessa mediatubunda* (Fabricius, 1794) (Hemiptera: Pentatomidae). **Acta Biol. Par.**, Curitiba, 37 (1, 2): 111-121. 2008

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T; RYAN, P. D. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. Palaentologia Electronica. 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm> acesso 20 nov. 2015

HARRISON, S. P.; BRUNA, E. M. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? **Ecography** 22: 222-232. 1999.

HOMMA, A. K. O.; WALKER, R. T.; SCATENA, F. N.; COUTO, A. J.; CARVALHO, R. A.; FERREIRA, C. A. P.; SANTOS, A. I. M. Redução dos desmatamentos na Amazônia: política agrícola ou ambiental. In: HOMMA, A. K. O. **Amazônia: meio ambiente e desenvolvimento agrícola**. Brasília: Editora Embrapa-SPI, 1998. p. 119-141.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (bdmep) - Dados da estação de Marabá, 2014**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>> Acesso em 21 ago. 2015.

JANZEN, D. H. 1980. **Ecologia vegetal nos trópicos**. São Paulo, Editora Publicadora Univesitária/Editora da Universidade de São Paulo. 79p. (Coleção Temas em Biologia v.7). 1980.

JESUS, R. M.; GARCIA, A. Manejo florestal em floresta secundária de transição. In. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, único (parte 2), p.649-652, 1992.

JOHNSON, C. M.; VIEIRA, I. C. G.; ZARIN, D. J.; FRIZANO, J.; JOHNSON, A. H. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 147, n. 2, p. 245-252, 2001.

JUO, A. S. R.; MANU, A. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 58, p. 49-60, 1996.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of Forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** 5: 173-185. 1989.

KLEINMAN, P. J.; PIMENTEL, D.; BRYANT, R. B. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 52, n. 2-3, p. 235-249, 1995.

KOIVULA, M.; PUNTTILA, P.; HAILA, Y.; NIEMELA, J. Leaf litter and the smallscale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. **Ecography**, 22: 424-435, 1999.

LANDAU, D.; COLWELL, D.; CARLTON, C.E. 1999. Intensive versus long-term sampling to assess lepidopteran diversity in a Southern mixed mesophytic forest. **Annals of the Entomological Society of America**, v.92, n.3, p. 435-441, 1999.

LANLY, J. P. **Tropical Forest Resources**. Rome: FAO, 1982. (FAO Forestry Paper, 30).

LAURENCE W. F.; FERREIRA L. V.; MERONA J. M. R. de; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, 79: 2032-2042, 1998.

LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENBRENNER, V.; LOPEZHERNANDEZ, D.; PASHANASI, B.; BRUSSARD, L. 1994. **The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility**. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J., eds. *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. New York: Wiley-Sayce Publication, p.137-169.

LAWRENCE, F. A., A. M. HASTING, M. J. DALLWITZ, T. A. PAINE & E. J. ZURCHER. 1999. Beetles of the world. A key and information system for families and subfamilies. Version 1.0 for MS-Windows. **CSIRO Publishing**, Melbourne, Australia. 1 CD-ROM.

LEIVAS, F. W. T.; FISCHER, M. L., Avaliação da composição de invertebrados terrestres em uma área rural localizada no município de Campina Grande do Sul. Paraná, Brasil, **Revista Biotemas**, pág. 65-73, março 2008.

LEPSCH, I, F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina e Textos, 2002.

LEVINGS, S. C. Seasonal, annual and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: Some causes of patchy distributions. **Ecological Monographs**, 53, 435-455, 1983.

LIMA, S. S.; AQUINO, A. M.; LEITE, L. F. C.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo, em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 1, p. 322-331, 2010.

LOPES ASSAD, M. L.; BROSSARD, M.; DIAS, V. S.; CHAPUIS, L.; LACERDA, R. C. A. (1997), Atividade biológica em solos de Cerrados. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo – Informação de Solos na Globalização do Conhecimento Sobre o Uso da Terra, 25., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1997. 25. CD-ROM.. 1 CD.

MAREK, P. E.; BOND, J. E.; SIERWALD, P. Rhinocricidae Systematics II: A species catalog of the Rhinocricidae (Diplopoda: Spirobolida) with synonymies. **Zootaxa**. Vol. 308 (2003), pp.1-108

MARTINS, C. **Análises moleculares das formigas lava-pés (*Solenopsis* spp.) (Hymenoptera: Formicidae) e da presença da endobactéria *Wolbachia***. Universidade Estadual Paulista, 87f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.

MATHIEU, J.; ROSSI, J. P.; MORA, P.; LAVELLE, P.; MARTINS, P. F.; ROULAND, C.; GRIMALDI, M. Recovery of Soil Macrofauna Communities after Forest Clearance in Eastern Amazonia, Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 2, p. 1598-1605, 2005.

MEDRI, I. M.; LOPES, J. Coleopterofauna em floresta e pastagem no norte do Paraná, Brasil, coletada com armadilha de solo. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 18, n. 1, p. 125-133, jul. 2001.

MELNYCHUK, N. A; OLFERT, O.; YOUNGS, B.; GILLOTT, C. Abundance and diversity of Carabidae (Coleoptera) in different farming systems. **Agriculture, Ecosystem & Environmental**, v.95, p.69-72, 2003.

MENEZES, C. E. G.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K. M.; COUTO, W. H.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, I. P. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ): Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** (Impresso), v. 33, p. 1647-1656. 2009.

MERLIM, A. O.; GUERRA, J. G. M.; JUNQUEIRA, R. M.; AQUINO, A. M. 2005. Soil macrofauna in cover crops of figs grown under organic management. **Scientia Agricola**, v.62, p.57-61.

MILANE, P. V. G. N.; HARTERREITEN-SOUZA, E. S.; MENCARINI, L. G.; LAUMANN, R. A.; CARNEIRO, R. G.; SUJII, E. R.; PIRES, C. S. S. Estruturação da Comunidade de Insetos em Áreas de Produção de Hortaliças em Diferentes Fases de Transição Agro-ecológica na Região do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, nº. 2, p. 1674-1677, 2009.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA, A. C. R.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 565-571, 2005.

MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. S.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S. L. **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: Ed. UFLA, 2013. 352 p.

MORETTI, M.; DUELLI, P.; OBRIST, M. K. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. **Oecologia**, v. 149 p. 321-327, 2006.

MULLER, M. M. L.; GUIMARÃES, M. F.; DESJARDINS, T.; MARTINS, P. F. S. Degradação de pastagens na Região Amazônica: propriedades físicas do solo e crescimento de raízes. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 36, n. 11, p. 1409-1418, nov. 2001

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology and evolution** 10 (2): 58-62. 1995.

NAVES, M. A. 1996. **Efeitos do fogo na população de Formigas (Hymenoptera-Formicidae) em cerrado do Distrito Federal**. In: Miranda, H.S.; Saito, C.H. & Dias, B.F. (orgs.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Departamento de Ecologia (ECL)/ Universidade de Brasília (UnB), Brasília, DF p. 170-177.

NEUMANN, F. G.; TOLHURTS, K. Effects of fuel reduction burning on epigeal arthropods and earthworms in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria. **Australian Journal of Ecology**, v. 16, n. 3. P. 315 – 330, 1991.

OKLAND, B.A.; BAKKE, S.; HAGVAR, T. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. **Biodiversity and Conservation**, 5: 75-100, 1996.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos. In: **Biologia da Conservação: essências** (ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN-SLUYS, M.; ALVES, M. A. S.) RiMa, São Carlos, 2006, p. 261-279.

OLIVEIRA, C. M. de; NAPPO, M. E; PASSOS, R. R; MENDONÇA A. R. de. Comparação entre atributos físicos e químicos de solo sob floresta e pastagem. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, n. 12, 2008. ISSN: 1678-3867

OLIVEIRA, E. A.; CALHEIROS, F. N.; CARRASCO, D. S.; ZARDO, C. M. L. Famílias de Hymenoptera (Insecta) como ferramenta avaliadora da conservação de restingas no extremo sul do Brasil. **Rev. EntomoBrasilis**, v. 2, n. 3, p. 64-69, 2009.

OLIVER, I.; BEATTIE A. J. Invertebrate Morphospecies as Surrogates for Species: A Case Study. **Conservation. Biological**, v. 10, n. 1, p. 99-109, 1996.

OTT, R. **Composição da fauna araneológica de serapilheira de uma área de mata nativa em Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil**. 1997. 93 p. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 1997

PEDROSO JUNIOR, N. N.; MURRIETA, R. S. S.; ADAMS, C. **A agricultura de corte e queima: um sistema em transformação**. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Hum., Belém, v. 3, n. 2, ago. 2008. Disponível em <http://scielo.iec.pa.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981-81222008000200003&lng=pt&nrm=iso>. acesso em 18 dez. 2015.

PETERSON, G.; ALLEN, C.R.; HOLLING, C.S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, 1: 6-18, 1998.

PLATNICK, N. I. **The world spider catalog, version 4.5. American Museum of Natural History**, 2004. Disponível em: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>>

PODGAISKI, L. R.; OTT, R.; GANADE, G. Ocupação de microhabitats artificiais por invertebrados de solo em um fragmento florestal no sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, pág. 71-79, Agosto 2007.

PORTELA, R. de C. Q.; SANTOS, F. A. M. dos. Produção e espessura da serrapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasil. Bot.**, V.30, n.2, p.271-280, abr-jun. 2007.

POSEY, D. Os Kayapó e a natureza. **Ciência Hoje**, v. 2, n. 12, p. 35-41, 1984.

PRIMAVESI A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 7 ed. São Paulo: Nobel; 2002, 549 p.

RAPOPORT, E. H. La fauna edáfica y sus aplicaciones en la caracterización de los suelos. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE BIOLOGIA DO SOLO: progressos em biodinâmica e produtividade do solo, 2., 1968, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Pallotti, 1968, p. 155-174.

RICHARDS, O. W.; DAVIES, R. G. **Imm's General Textbook of Entomology**, Vol. 2, 10th Edition. Chapman & Hall Ltd, London, 1994.

RISCH, S. F.; CARROL, C. R. The ecological role of ants in two Mexican agroecosystems. **Oecologia**, v. 55, p. 114-119, 1982.

RODRIGUES, D. M. **Artrópodes da fauna edáfica associados à agroecossistemas em estabelecimentos agrícolas familiares na Amazônia Oriental**. 2015. 104 f. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias). Universidade de Federal Rural da Amazônia, Belém - PA, 2015.

RODRIGUES, E., 1998. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. Tese de Doutorado. Harvard University, Cambridge, Massachusetts. 172 p. 1998.

RODRIGUES, W. C. **Fatores que influenciam no desenvolvimento dos insetos**. Info Insetos (Informativo dos Entomologistas do Brasil). Ano 01, n. 4, p. 01-04, 2004. Disponível em: <<http://www.ebras.bio.br/infoinsetos/pdf/art0104-01.pdf>> Acesso em 09 abril 2016.

RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados: Uma abordagem funcional evolutiva**. 7º Ed., Editora Guanabara Rocca, São Paulo – SP, 2005.

SANDERSON, R. A.; RUSHTON, S. P.; CHERRILL, A. J.; BYRNE, J. P. Soil, vegetation, and space: an analysis of their effects on the invertebrate communities of a moorland in north-east England. **Journal of Applied Ecology**, 32: 506-518, 1995.

SANTOS, C. P. dos; RESTELLO, R. M.; MARTINELLO, J. P. Abundância e riqueza da entomofauna de uma área natural no norte do Rio Grande do Sul. **Anais VIII CEB - Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu – MG, Brasil, 23 – 28 set. 2007.

SANTOS, G. G.; SILVEIRA, P. M.; MARCHÃO, R.; BECQUER, T.; BALBINO, L. C. 2008. Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** (1977. Impressa), v. 43, p. 115-122.

SCHIEGG, K. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. **Ecoscience**, 7: 290-298, 2000.

SIEMANN, E.; HAARSTAD, J.; TILMAN, D. Dynamics of plant and arthropod diversity during old field succession. **Ecography**, 22:406-414. 1999.

SILVA, F. de A. S.; AZEVEDO, C. A. V. de. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7, Reno-NV-USA: **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 2009.

SILVA, M. A. S.; MAFRA, A. L.; ALBUQUERQUE, A.; ROSA, J. D.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um argissolo vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p.329-337, 2006.

SILVA, M. M. **Diversidade de insetos em diferentes ambientes florestais no municípios de Cotriguaçu, estado de Mato Grosso**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Mato Grosso. Faculdade de Engenharia Florestal. Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e Ambientais. 111 p. 2009.

SILVA, R. F. **Roça caçara: dinâmica de nutrientes, propriedades físicas e fauna do solo em um ciclo de cultura**. 105p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1998.

SILVA, R. F.; AQUINO, A. M de; MARTINS, F. M.; GUIMARÃES, M. de F. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado. **Acta Scientiarum**. Agronomy, Maringá, v. 30, n. 3, p.725-731, 2008.

SILVA, R. F.; TOMAZI, M.; PEZARICO, C. R.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M. 2007. Macrofauna invertebrada edáfica em cultivo de mandioca sob sistemas de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p.865-871.

SOARES, M. I. J.; COSTA, E.; CORREA apud RAPOPORT, E. H. Fauna do solo em áreas com *Eucalyptus* spp. e *Pinus elliottii*, Santa Maria-RS. **Rev. Ciência Florestal**, Santa Maria. V.11, n.1.p.29-43.

SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H. Edge and shape on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.16, p. 1459-1470, 2007.

SPERANDIO, H. V. **Avaliação de sistemas de restauração florestal**. 2010. 54 p. Monografia (Engenharia Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro-ES. 2010.

SPONSEL, L. E. Amazon ecology and adaptation. **Annual Review of Anthropology**, v. 15, n. 1, p. 67-97, 1986.

STRONG, D. R.; LAWTON, J. H.; SOUTHWOOD, R. Insects on plants: Community patterns and mechanisms. **Blackwell Scientific Publications**, Oxford, 1984.

SUGUITURU, S. S.; SILVA, R. R.; SOUZA, D. R.; MUNHAE, C. B., MORINI, M. S. C. Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest. **Biota Neotrop.**11(1): 369-376. 2011.

TEIXEIRA, R. de O. **Propriedades físicas do solo e proteínas do solo relacionadas à glomalina sob diferentes tipos de cobertura vegetal.** 2010. 29 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Florestal) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

THOMANZINI, M. J.; THOMANZINI, A. P. B. W. **A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas.** Rio Branco. Embrapa Acre, 2000. 21 p. (Documentos, 57)

TIESSEN, H. CUEVAS, E.; CHACON, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility, **Nature**, 371, 783 – 785. 1994

TIPPMANN, R.; DENICH, M.; VIELHAUER, K. Integration of geo and remote sensing data for the assessment and monitoring of changes in smallholder land-use systems at farer level. In: GERMAN-BRAZILIAN WORKSHOP ON NEOTROPICAL ECOSYSTEMS – ACHIEVEMENTS AND PROSPECTS OF COOPERATIVE RESEACH. **Abstracts...** Hamburg, 297 p. 2000.

TOTI, D. S.; COYLE, F. A.; MILLER, J. A. 2000. A structure inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **The Journal of Arachnology**. V.28, p. 329-345.

TRINDADE, E. F. S; KATO, O. R.; CARVALHO, E. J. M.; SERAFIM, E. C. S. Disponibilidade de fósforo em solos manejados com e sem queima no nordeste paraense. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 6, n. 12, 2011.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos Insetos.** Tradução da 7º Edição de Borror and Delong's introduction to the study of insect. São Paulo: Cengage Learnig, 2011.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. 1996. **The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest.** Trends in Ecology and Evolution 11: 330-333.

VALE JÚNIOR, J. F.; SOUZA, M. I. L.; NASCIMENTO, P. P. R. R.; CRUZ, D. L. S. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento sustentável. **Revista Agro@mbiente Online**, v. 5, n. 2, p.158-165, maio-agosto, 2011. Disponível em: <www.agroambiente.ufr.br/index.php/agroambiente/article/.../562/546> Acesso em 19 mar 2016.

VIEIRA, L. M.; MENDEL, S. M. Riqueza de artrópodes relacionada à complexidade estrutural da vegetação: uma comparação entre métodos. In: VENTICINQUE, E.; HOPKINS, M. (Eds.), **Ecologia de Campo** - Curso de Campo 2002. UFMS. Campo Grande-MS, 2002.

WALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOWA, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **For. Ecol. Manage** .182: 139–151. 2003.

WHELAN, R. J. **The ecology of fire.** Cambridge, University Press. 1995.

WHIT, B. L. A.; RIBEIRO, G. T.; MELO e SOUZA, R. **Efeito do fogo na população de artrópodes e seu uso como bioindicadores para conservação ambiental**. In: Santos, A. C et al. (Eds) *Pensar a (In) Sustentabilidade*. 1ª ed. Redes Editora: Porto Alegre. 2010.

WHITE, T. C. R. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. **Oecologia**, v.63, p.90-105, 1984.

WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Eds.) **Tropical forest remnants, ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

WISE, D. H. **Spiders in ecological webs**. Cambridge, Cambridge University Press, 1993, 328 p. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511623431>. Acesso em: 12 de agosto de 2011.

WOLDA, H. Insect seasonality: why? **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 19, p. 1-18, 1988

WOLDA, H. Seasonal fluctuations in rainfall, food, and abundance of tropical insects. **Journal of Animal Ecology**, 47, 369-381, 1978.

WOLDA, H. Trends in abundance of tropical forest insects. **Oecologia**, v. 89, p. 47-52. 1992

YORK, A. Long-term effects on frequent low-intensity burning on the abundance of littler-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests southeastern Australia. **Journal of Insect Conservation**, 3: 191-99, 1999.

ZANON, C. A. F. **Atributos físicos e químicos do solo sob diferentes coberturas vegetais no sul do Estado do Espírito Santo**. 2013. 71 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2013.

ZARDO, D. C.; CARNEIRO, A. P.; LIMA, L. G.; SANTOS-FILHO, M. Comunidade de artrópodes associada à serrapilheira de cerrado e de mata de galeria, na estação ecológica serra das araras – Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Uniara**, v. 13, n. 2, 2010.