



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL

**EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA NORDESTINA EM RELAÇÃO
AO AGROECOSSISTEMA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Emanuel Rodrigo de Albuquerque Silva

**RECIFE – PE, BRASIL
FEVEREIRO - 2012**

EMANUEL RODRIGO DE ALBUQUERQUE SILVA

**EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA NORDESTINA EM RELAÇÃO
AO AGROECOSSISTEMA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências Florestais.

Orientador 1:
Prof. PhD. Alberto Fábio Carrano Moreira

Orientador 2:
Prof. PhD. Inara Roberta Leal

**RECIFE – PE, BRASIL
FEVEREIRO - 2012**

Ficha Catalográfica

S586i Silva, Emanuel Rodrigo de Albuquerque

Efeito de borda sobre a comunidade de formigas em remanescentes de mata atlântica nordestina em relação ao agroecossistema de cana-de-açúcar / Emanuel Rodrigo de Albuquerque Silva – Recife, 2012.
70 f. : Il.

Orientador: Alberto Fábio Carrano Moreira
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Ciência Florestal, Recife, 2012.

Referências

1. Ecologia de populações 2. Efeito de borda 3. Mirmecofauna
4. Floresta Atlântica nordestina 5. Agroecossistema de cana-de-açúcar I. Moreira, Alberto Fábio Carrano, orientador II. Título

CDD 634.9

Emanuel Rodrigo de Albuquerque Silva

**EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS EM
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA NORDESTINA EM RELAÇÃO
AO AGROECOSSISTEMA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Aprovado em: 28/02/2012

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Walkiria Rejane de Almeida
Departamento de Botânica
Universidade Federal de Pernambuco
Titular

Prof^o. Dr. Edmilson Jacinto Marques
Departamento de Agronomia
Universidade Federal Rural de
Pernambuco
Titular

Prof^a. Dr^a. Maria Jesus Nogueira Rodal
Departamento de Biologia
Universidade Federal Rural de
Pernambuco
Titular

Prof^a. Dr^a. Lúcia de Fátima de Carvalho
Chaves
Departamento de Ciência Florestal
Universidade Federal Rural de
Pernambuco
Suplente

Prof^o. Dr. Alberto Fábio Carrano Moreira
Departamento de Ciência Florestal
Universidade Federal Rural de
Pernambuco
Orientador 1

Prof^a. D^a. Inara Roberta Leal
Departamento de Botânica
Universidade Federal de Pernambuco
Orientador 2

RECIFE – PE
Fevereiro/2012

EPÍGRAFE

**Se pudéssemos ter consciência do quanto
nossa vida é efêmera, talvez pensássemos
duas vezes antes de jogar fora as
oportunidades que temos de ser e de
fazer os outros felizes.**

Leticia Thompson

Dedico aos meus dois orientadores, pais e familiares em geral que me apoiaram para a realização dessa grande conquista.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela fé acrescida, vida extraordinária e por vitórias diárias concedidas a mim.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, sobretudo ao Departamento de Ciência Florestal e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade concebida de ingresso no mestrado.

Ao professor Alberto Fábio Carrano Moreira, pela oportunidade, apoio, confiança e orientação concedido desde a iniciação científica e agora na pós-graduação.

À professora Inara Roberta Leal, pela oportunidade de integrar em projetos com a Universidade Federal de Pernambuco, no apoio da logística e reestruturação deste projeto de mestrado e orientação concedida em todos os momentos solicitados.

Ao meu pai Manoel Melo Freitas Silva, que ao seu jeito demonstra seu grande amor e dedicação a toda família estando presente em todos os momentos de nossas vidas.

À minha mãe Marta de Albuquerque de Farias Silva, que contribuiu fortemente na minha formação como homem, com ensinamentos de honestidade e responsabilidade.

À grande mulher e companheira de todas as horas e segundos Rosimere Fernanda de Albuquerque Silva, que neste momento realizará um de meus maiores sonhos a paternidade, onde Bernardo pulsa fortemente em seu ventre.

À amiga Walkiria pelas horas concedidas de seu valioso tempo para a realização das análises estatísticas e grandiosos esclarecimento sobre.

À amiga Maria Alice que com a maior presteza e amizade de vários anos pude contar com sua ajuda.

À amiga Talita, por apresentar-me Serra Grande e arriscar a vida comigo em uma moto sem freio em plena tempestade e muita lama na tentativa de instalar algumas armadilhas e por momentos de conversas sadias.

Aos amigos Christoff, Martin, Patrícia, Liliane, Joana, Edgar, que estiveram em Serra Grande – AL durante a execução deste estudo, nas agradáveis companhias e nos afazeres do dia-a-dia.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Emanuel Rodrigo de Albuquerque Silva, filho de Manoel Melo Freitas Silva e Marta de Albuquerque de Farias Silva, nasceu no município de Limoeiro-Pernambuco, em 02 de março de 1981. Em julho de 2007 graduou-se em Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Em março de 2010 iniciou o curso de Pós - Graduação em Ciências Florestais, na Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRPE, na área de concentração silvicultura, concluindo em Fevereiro de 2012.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	- x-
LISTA DE FIGURAS.....	- xi-
RESUMO.....	- xiii-
ABSTRACT.....	- xiv-
1- INTRODUÇÃO	- 15 -
2. REVISÃO DE LITERATURA	- 17 -
2.1 Fragmentação Florestal / Efeito de Borda.....	- 17 -
2.2 Área de estudo: Floresta Atlântica.....	- 19 -
2.3 Grupo de estudo: Mirmecofauna.....	- 21 -
3 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	- 23 -
3.1 - Caracterização das áreas de estudo.....	- 23 -
3.2 - Coleta.....	- 25 -
3.3 - Identificação do material	- 29 -
3.4 – Análise de dados	- 30 -
4 - RESULTADOS.....	- 31 -
4.1 - Fauna de formigas.....	- 31 -
4.2 - Espécies compartilhadas e exclusivas de floresta e cana-de-açúcar	- 31 -
4.3 - Grupos Ecológicos e Bioindicadores.....	- 34 -
4.4 - Efeito do habitat e das distâncias para a borda sobre a fauna de formigas.....	- 39 -
5 – DISCUSSÃO.....	- 43 -
6 – CONCLUSÃO.....	- 50 -
7 – APÊNDICE.....	- 57 -
REFERÊNCIAS.....	- 58 -

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Espécies de formigas coletadas em três habitats diferentes (Floresta, matriz de cana-de-açúcar com dois meses de idade e matriz de cana-de-açúcar com seis meses de idade) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. São apresentadas as subfamílias e tribos das espécies bem como os grupos ecológicos em que elas são enquadradas.

Tabela 02 - Espécies de formigas coletadas nos três habitats (Floresta, matriz de cana-de-açúcar com dois meses e matriz de cana-de-açúcar com seis meses) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. São apresentadas as Subfamílias das espécies bem como o ambiente e a distância em que elas foram coletadas quanto a abundância.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - (A, B) Localização da área de estudo, município de Ibateguara, Alagoas; (C) Área original de mata Atlântica, fragmento Coimbra em destaque, numa paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

Figura 02 - Unidades de ecossistemas na paisagem; (A) Vista da área de cana-de-açúcar (seis meses) imerso em fragmento de mata nativa; (B) Vista da área de cana-de-açúcar (dois meses) imerso em fragmento de floresta nativa no Nordeste do Brasil.

Figura 03 - (A, B) Instalação das armadilhas de fossa (Pitfall) nos transectos em área de remanescente de Mata Atlântica e em matriz de cana-de-açúcar com idade de dois meses numa paisagem de no Nordeste do Brasil.

Figura 04 - Distribuição dos transectos amostrais, contendo a disposição das armadilhas tipo fossa (Pitfall), e representação das distâncias em relação a borda do remanescente de Mata Atlântica e matriz de cana-de-açúcar.

Figura 05 - Mapa do fragmento Coimbra com localização dos 20 pontos de amostragem em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

Figura 06 - Mapa de localização dos 20 pontos de amostragem em matriz de cana-de-açúcar em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

Figura 07 - (A, B) Coleta do material para recipientes etiquetados; (C) Triagem do material coletado; (D) Identificação com ajuda de literatura pertinente.

Figura 08 - Espécies coletadas em áreas de floresta nativa e matriz de cana-de-açúcar, em todas as distâncias estabelecidas 50m, 100m e 200m: (A) *Camponotus atriceps*, (B) *Ectatomma* sp.1, (C) *Pheidole* sp.2, (A - BOLTON, 1994).

Figura 09 - Espécies coletadas em matriz de cana-de-açúcar nas duas idades (dois e seis meses), consideradas constantes nas três distâncias (50m, 100m e 200m) da borda da

floresta: (A) *Temnothorax pergandei*, (B) *Crematogaster* sp.7, (C) *Solenopsis* sp.9, (A - BOLTON, 1994).

Figura 10 - Número de espécies de formigas nos habitats de floresta, cana-de-açúcar com dois meses e cana-de-açúcar com seis meses de idade e nas distâncias de 50, 100 e 200 m da borda em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

Figura 11 - Índice de diversidade de Shannon –Wiener (H') para a comunidade de formigas nos habitats de floresta, cana-de-açúcar com dois meses e cana-de-açúcar com seis meses de idade e entre as diferentes distâncias (50, 100 e 200 m) da borda em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

Figura 12 - Número de ninhos identificados em diferentes distâncias (50, 100 e 200 m) nos três habitats remanescente de Mata Atlântica e monocultura de cana-de-açúcar com dois meses e monocultura de cana-de-açúcar com seis meses de idade.

Figura 13 - Escalonamento multidimensional não métrico (EMNM) de 40 amostras da mirmecofauna de três habitats (floresta, matriz com dois meses e matriz com seis meses de idade) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

RESUMO

A floresta Atlântica, há séculos vem sofrendo profundas alterações em sua estrutura e composição em decorrência da pressão antrópica e de atividades agrícolas. Esse processo traz conseqüências para a floresta como efeitos de borda causando alterações na composição florística, estrutural e, conseqüentemente, na entomofauna reguladora dos ecossistemas. Sendo assim, objetivou-se verificar o efeito da criação de bordas sobre a comunidade de formigas em um remanescente de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, inserido em uma matriz de cana-de-açúcar. Nos três habitats estudados foram montadas armadilhas de solo em 40 transectos (20 para floresta, 10 para cana de dois meses e 10 para cana de seis meses), distanciando 50m, 100m e 200m da borda para o interior da floresta e igualmente para matriz de cana-de-açúcar. Foram coletadas 118 espécies de formigas, distribuídas em 40 gêneros, 25 tribos e nove subfamílias. As subfamílias encontradas com maior representatividade foram: Myrmicinae, Dolichoderinae, Formicinae e Ponerinae. Em termos de gêneros mais diversificados foi encontrado *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis*, com 12, 11 e 10 espécies, respectivamente. A riqueza de espécies, a abundância de ninhos e a diversidade de espécies variaram significativamente entre os habitats e as distâncias estudadas. De modo geral, a riqueza de espécies, a abundância de ninhos e a diversidade de espécies para a floresta em 200m da borda foi significativamente maior do que o encontrado para floresta em 50 m da borda. Adicionalmente, esses parâmetros estudados apresentaram valores superiores em todas as distâncias para o habitat floresta, intermediário para o habitat matriz com seis meses de idade e os menores valores de número de espécies para o habitat matriz com dois meses de idade. Os três habitats estudados apresentaram composição de espécies diferentes, com maior diferença ocorrendo entre as áreas de floresta nativa e de cana-de-açúcar. Em síntese, os resultados aqui documentados indicam que as formigas sentem as mudanças abióticas da área de cana-de-açúcar a até 100 m adentro da floresta, enquanto à distância de borda entrando na cana, apresenta efeito contrário. Além disso, à medida que aumenta a idade do agroecossistema, aumenta a recolonização por parte das formigas, evidenciando que as condições microclimáticas dessa área vão ficando mais amenas e as espécies florestais mais adaptadas a áreas alteradas vão recolonizando as áreas de cana.

ABSTRACT

The Atlantic rainforest for centuries has been undergoing profound changes in its structure and composition due to anthropogenic pressure and agriculture. This process has consequences for the forest and edge effects causing changes in species composition, structure, and therefore the regulatory entomofauna ecosystems. Therefore, we aimed at verifying the effect of edges on the creation of an ant community in a remnant of Atlantic forest in northeastern Brazil, inserted in an array of cane sugar. In the three habitats studied pitfall traps were mounted in 40 transects (20 for forest, 10 two months for cane sugar and 10 for six months), 50m away, 100m and 200m from the edge into the forest and also for matrix cane sugar. We collected 118 ant species, distributed in 40 genera, 25 tribes and nine subfamilies. The subfamilies were found more representative: Myrmicinae, Dolichoderinae, Formicinae and Ponerinae. In terms of more diverse genres found *Crematogaster*, *Pheidole* and *Solenopsis*, 12, 11 and 10 species respectively. Species richness, abundance and diversity of nesting species varied significantly among habitats and distances studied. In general, species richness, abundance and diversity of nesting species for the forest 200m from the edge was significantly higher than that observed for 50 m of forest edge. Additionally, these parameters studied showed higher values at all distances to the forest habitat, habitat for the intermediate array with six months of age and the lowest number of species to the habitat matrix with two months of age. The three habitats studied had different species composition, with greater differences occurring between native forests and cane sugar. In summary, the results here reported indicate that the ants feel abiotic changes in the area of cane sugar to 100 m inside the forest, while the distance from the edge into the cane, has the opposite effect. Furthermore, with increasing age of the agroecosystem, increases the recolonization by the ants, indicating that the microclimatic conditions of this area are becoming milder and more forest species adapted to disturbed areas will recolonizing areas of sugar cane.

1- INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação é a conversão de habitats contínuos extensos em arquipélagos pequenos desse habitat imersos em uma matriz diferente do habitat original e, na maioria das vezes, originada de atividades humanas (LAURENCE et. al., 2002). As conseqüências imediatas desse processo são a redução de habitat, o isolamento dos remanescentes e o efeito de borda, que, juntos, promovem efeitos deletérios à biodiversidade (EWERS e DIDHAM, 2006). Quando inicia o processo de fragmentação, o ambiente sofre diversas modificações na sua heterogeneidade, nas suas condições abióticas, na abundância de suas populações que podem aumentar, diminuir ou desaparecer definitivamente da área fragmentada, influenciando a diversidade de espécies e a dinâmica da comunidade (SANTOS et al., 2008; BRUNA et al., 2009).

A fragmentação e outras perturbações antrópicas que são impostas aos sistemas naturais levam à modificações do conjunto das condições ideais para muitos organismos, que podem responder de diversas maneiras, desde indiferença até eliminação total (BRUNA et al., 2009). Um modo de detectar e monitorar os padrões de mudança na biota é utilizar espécies, ou grupo de espécies, que funcionam como bioindicadoras de degradação ambiental. Vários grupos de insetos têm sido utilizados para isso em função de sua alta diversidade e sensibilidade a mudanças do ambiente físico e biológico, entre os quais as formigas (Hymenoptera: Formicidae).

As formigas estão entre os organismos mais conspícuos do planeta, tanto numericamente quanto ecologicamente (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990). Por exemplo, embora as espécies de formigas constituam apenas 1,5% da fauna de insetos descrita, elas somam mais de 15% da biomassa total de animais de florestas tropicais, savanas e campos (FITTKAU e KLINGE, 1973). E toda essa conspicuidade tem produzido uma série de interações antagonísticas e mutualísticas entre formigas e outros organismos, desde a remoção de até 15% da vegetação nas áreas de forrageamento das colônias de formigas cortadeiras (URBAS et al., 2007) até o mutualismo com plantas que dependem desses organismos para a dispersão de seus diásporos (WIRTH et al., 2007). Além disso, as formigas podem ser utilizadas como bioindicadores, pois (1) respondem rapidamente às mais diversas alterações de ambiente, (2) podem ser encontradas durante todo o ano, (3) apresentam grande diversidade e abundância, (4)

possuem táxons especializados e (5) são facilmente capturadas com diferentes métodos de coleta, uma vez que apresentam colônias fixas (ALONSO e AGOSTI, 2000). Além disso, para a maioria das espécies de formigas, a construção e manutenção da colônia está restrita a um determinado tipo de microhabitat e, portanto, o conjunto destas espécies é uma mistura de características particulares, influenciadas pelas variações da umidade, temperatura e disponibilidade de recurso de um determinado ambiente (ARMBRECHT et al., 2004).

Alguns estudos já investigaram a resposta das formigas à fragmentação. Já foi observado que o tamanho do fragmento é uma variável importante influenciando a riqueza de formigas na Amazônia (VASCONCELOS et al., 2006) e na Floresta Atlântica (GOMES et al., 2010). Quanto ao efeito de borda, existem evidências de que formigas cortadeiras aumentam sua densidade populacional em áreas de borda na Floresta Atlântica (WIRTH et al., 2007; MEYER et al., 2009) e na Amazônia (DOHM et al., 2011). Contudo, não se sabe o efeito da criação de bordas sobre mudanças no nível da comunidade de formigas. Além disso, também não há nenhum estudo investigando quais espécies de formigas seriam capazes de ocorrer nas áreas de matriz, uma questão fundamental para se conhecer as habilidades de dispersão das formigas, bem como a efetividade das matrizes como barreiras para migração e colonização de habitats fragmentados.

Sendo assim, o objetivo desse estudo foi verificar o efeito da criação de bordas sobre a comunidade de formigas em um grande remanescente de Floresta Atlântica. Mais especificamente, avaliar a riqueza de espécies de formigas em diferentes distâncias da borda florestal, tanto em direção ao interior do remanescente quanto em direção a matriz de cana-de-açúcar. Nova expectativa é que a riqueza e constância de espécies, como também abundância e diversidade de ninhos de formigas aumenta à medida que a distância para a borda aumenta em direção ao interior do remanescente e diminua com o aumento da distância para a borda em direção à cana-de-açúcar. Comparando ainda a composição de formigas entre os habitats através do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (EMNM).

2- REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Fragmentação Florestal / Efeito de Borda

As florestas tropicais úmidas detêm a maior parte da biodiversidade global, e a fragmentação de habitats é a maior ameaça à conservação das suas espécies (LAURANCE e BIERREGARD, 1997). A fragmentação de habitats é a conversão de áreas contínuas em remanescentes pequenos e isolados imersos numa matriz, originada pela atividade humana (LAURANCE et al., 2002). Esse processo traz três conseqüências básicas distintas, porém inter-relacionadas. Primeiro, a quantidade de habitat original na paisagem é reduzida (FAHRIG, 2003). Segundo, fragmentos de variados tamanhos e com diferentes graus de isolamento são formados (FAHRIG, 2003). Terceiro, a interação entre a floresta e a matriz não florestada resulta no efeito de borda (MURCIA, 1995), que tem uma extensão bastante variável, dependendo do organismo em questão (LAURENCE et al., 2002).

A criação de bordas é o principal efeito mais diretamente causado pela fragmentação de habitats (FAHRIG, 2003). Na medida em que os fragmentos se tornam menores e com forma mais irregular passam a ser crescentemente dominados por habitats de borda (SAUNDERS et al., 1991) A transição entre o fragmento florestal e o ecossistema adjacente é muito abrupta, criando uma borda que expõe a floresta às condições encontradas na matriz (YOUNG e MITCHEL, 1994). Como as paisagens são tidas como fragmentos de habitat e matriz, os efeitos de borda vêm sendo conceituados como alterações nas condições ecológicas resultantes da interação entre habitat e não-habitat (LAURANCE et al., 2002). Esse efeito refere-se a mudanças bióticas e abióticas resultantes das disparidades abióticas relacionadas ao ecótono que se forma entre o fragmento e seu entorno (MURCIA, 1995).

De maneira resumida há três tipos de efeitos de borda. O primeiro, de caráter abiótico, envolve mudanças em algumas variáveis físicas do ambiente como aumento da incidência de luz, temperatura, turbulência, e diminuição na umidade relativa do ar e solo (MURCIA, 1995). O segundo tipo inclui os efeitos biológicos diretos e envolve mudanças na abundância e distribuição das espécies como consequência das condições físicas da borda e da capacidade de tolerância a essas condições. Isso reflete em mudanças na composição das espécies de árvores nas margens das florestas, havendo a proliferação de pioneiras (OLIVEIRA et al., 2004) e diminuição de vários outros grupos funcionais como as espécies tolerantes à sombra (SANTOS et al., 2008), emergentes

(OLIVEIRA et al., 2004) e polinizadas (LOPES et al., 2009) e dispersas por vertebrados (MELO et al., 2006; 2007). Por fim, o terceiro tipo, que inclui os efeitos biológicos indiretos e se caracteriza por modificar interações entre espécies como, por exemplo, polinização (GIRÃO et al., 2007) e herbivoria (WIRTH et al., 2008). Além disso, o aumento da relação perímetro/superfície causado pelo processo da fragmentação florestal facilita a penetração de espécies exóticas encontradas nos habitats periféricos podendo representar uma ameaça às espécies locais (TURNER, 1996).

Assim como os efeitos da formação de borda, a matriz circundante também exerce influência sobre a dinâmica do fragmento (GASCON et al., 2001). Essa influência inclui a interação da paisagem num nível mais amplo de configuração do habitat (FAHRIG e MERRIAM, 1994). A persistência de determinadas espécies em áreas fragmentadas pode estar relacionada com a capacidade de dispersão através da matriz (LAURANCE e BIERREGAARD, 1997; GASCON, et al., 1999). A natureza da matriz pode modificar a probabilidade de ocorrência de dispersão entre os fragmentos e entre esses e outras fontes colonizadoras (FAHRIG e MERRIAM, 1994). A vegetação que circunda o fragmento, favorecendo essa conectividade, é de extrema importância para a dinâmica de uma metapopulação em habitats fragmentados (METZGER e DECAMPS, 1997). Assim, fatores como a natureza do entorno e as alterações abióticas da paisagem decorrentes do processo de fragmentação influenciam e determinam a composição de espécies em paisagens fragmentadas (FAHRIG e MERRIAM, 1994).

2.2 Área de estudo: Floresta Atlântica

A floresta Atlântica abrange dois grandes tipos de vegetação: a floresta pluvial costeira, que se estende pela costa brasileira desde região Sul até a região Nordeste e, a floresta sazonal ou semi-decídua, que se estende pelo interior da região sudeste e pelo centro do país (MORELLATO e HADDAD, 2000). Originalmente, possuía uma área superior a 1.360.000 km², cerca de 15% do território nacional (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2008). Mas com a intensa perda e fragmentação dessa floresta desde o início da colonização do Brasil, sua área original foi drasticamente reduzida e hoje restam aproximadamente 11,4% – 16 % de remanescentes, sendo que mais de 80% deles são menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009).

O ecossistema Mata Atlântica constitui-se em um dos mais ricos e exuberantes do planeta, com uma grande diversidade de espécies vegetais, que fornecem alimento e abrigo para milhares de espécies animais (MACEDO, 2004). Existem mais de 20.000 espécies de árvores na Floresta Atlântica, das quais ca. 8.000 são endêmicas. Nesse ecossistema são encontradas cerca de 1.360 espécies de vertebrados, das quais cerca de 560 são endêmicas, sendo por isso considerado um dos 25 *hotspots* da biodiversidade mundial, o critério de prioridades para a conservação da diversidade biológica mundial que é baseada justamente na quantidade de endemismos e na perda de habitat que o ecossistema apresenta (MYERS et al., 2000). As espécies endêmicas presentes na Floresta Atlântica não estão distribuídas de forma aleatória e, sim, ocorrem em porções particulares conhecidas como centros de endemismo. Assim, as espécies estão distribuídas em, pelo menos, oito centros de endemismos: Araucária, Bahia, Brejos Nordestinos, Diamantina, florestas do Interior, Pernambuco, Serra do Mar e São Francisco (RIBEIRO et al., 2009). O Centro de Endemismo Pernambuco compreende um bloco de florestas úmidas e semi-decíduas situadas do norte do rio São Francisco até o final da distribuição da Floresta Atlântica no sul do Rio Grande do Norte (SANTOS et al., 2007). Estima-se que essa floresta cobria uma área de aproximadamente 76.938 km² distribuída principalmente sobre as terras baixas da Formação Barreiras e os contrafortes do Planalto da Borborema até 100 m de altitude, formando uma península florestal que representa o limite setentrional da Floresta Atlântica (SANTOS et al., 2007).

O Centro de Endemismo Pernambuco é sem dúvida, a área de floresta tropical brasileira historicamente mais devastada, restando apenas cerca de 379.818 ha., equivalente a 12% da área de ocupação original (RIBEIRO et al., 2009). Essa área

remanescentes do Centro de Endemismo Pernambuco é constituída por arquipélagos de fragmentos florestais imersos em matrizes urbanas e agrícolas (SILVA e TABARELLI, 2000). Apesar desta condição, o Centro de Endemismo Pernambuco abriga cerca de 8% da flora de plantas vasculares e mais de 2/3 de todas as espécies e subespécies de aves que ocorrem em toda Floresta Atlântica (PORTO et al., 2006). O problema é que várias espécies endêmicas desta região estão na iminência da extinção global devido ao processo de fragmentação (BROOKS e RYLANDS, 2003). Além da perda e da fragmentação de habitats, as unidades de conservação no Centro de Endemismo Pernambuco são poucas, pequenas e não estão devidamente implantadas (UCHÔA, 2002). Essas características fazem do Centro de Endemismo Pernambuco uma das regiões do planeta onde os esforços de conservação são mais urgentes (PAGLIA et al., 2004). Identificar áreas ou paisagens relevantes para de diversidade biológica deste ecossistema permanece uma tarefa importante, principalmente como forma de orientar políticas ambientais e a criação de novas unidades de conservação.

2.3 Grupo de estudo: Mirmecofauna

A mirmecofauna é considerada uma grande fronteira nos estudos contemporâneos que abordam a hiperdiversidade e estrutura de comunidade em serrapilheira (SILVA & BRANDÃO, 2007), nos ambientes tropicais com altos níveis de diversidade taxonômica e morfológica (DELABIE et al., 2000).

Estudos de conservação têm enfatizado principalmente o papel de vertebrados, especialmente aves e mamíferos, na dinâmica das comunidades. Recentemente, entretanto, a fauna de invertebrados tem sido ressaltada como de fundamental importância para os processos que estruturam ecossistemas terrestres, especialmente nos trópicos (FREITAS et al., 2006).

Como seria impossível conhecer toda a biodiversidade de um local, para só então medir os efeitos das alterações em um ambiente e avaliar o estado de conservação de um dado ecossistema, muitos estudos vêm adotando uma estratégia que envolve o monitoramento de informações sobre determinados grupos de organismos, os quais são empregados como indicadores de toda a comunidade (MCGEOCH, 1998). A descrição dos processos responsáveis pela manutenção da biodiversidade de Formicidae é de extrema importância para modelar planos de conservação de ecossistemas naturais ou ameaçados (ANDRÉ et al., 2002).

Dentre os invertebrados, os insetos têm sido utilizados como bons bioindicadores porque apresentam guildas bem definidas no tipo de ecossistema estudado (MCGEOCH, 1998). Os insetos refletem mudanças que a comunidade sofrem, sua coleta é fácil e padronizável, os dados fornecem informações ecológicas apropriadas para a determinação da composição e estrutura das guildas, sua taxonomia é bem estabelecida e a coleta de indivíduos, ou outras atividades necessárias, não colocam o grupo em risco (MCGEOCH, 1998). E entre os insetos, as formigas estão entre os grupos mais informativos sobre a qualidade/saúde de um habitat devido a características como: (1) alta diversidade e abundância em praticamente todos os ambientes terrestres, (2) importância ecológica porque interagem com outros organismos em todos os níveis tróficos, (3) constroem ninhos perenes e estacionários, assim como área de forrageamento restrita (alguns centímetros a poucas centenas de metros em raros casos), podendo então ser amostradas e monitoradas com segurança, (4) diversidade

correlacionada positivamente com a de outros táxons em uma mesma área e (5) respostas rápidas a mudanças ambientais por possuírem faixas estreitas de tolerância e por serem especialmente sensíveis a mudanças no clima e microclima (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990; FREITAS et al., 2006).

Devido à dinâmica de suas populações, também no Brasil vários trabalhos têm sido realizados utilizando formigas como bioindicadoras. Os primeiros estudos avaliaram a restauração de áreas perturbadas pela extração de bauxita em Poços de Caldas, MG (MAJER, 1992) e em Trombetas, PA (MAJER, 1996). Em seguida, o impacto de vários outros tipos de perturbação à biota foram estudados utilizando as respostas das formigas, tais como fogo (MORAES e BENSON, 1988), corte de madeira (VASCONCELOS et al., 2000), agricultura (SILVA et al., 2009). Em um recente estudo, Leal et al. (2010) constatou que formigas juntamente com árvores são bons indicadores da diversidade de toda a biota da Caatinga e da Floresta Atlântica do Centro de Endemismo Pernambuco. Por fim, as formigas também foram utilizadas para determinar os efeitos da fragmentação de habitats (i.e. perda de habitats e isolamento) da Floresta Amazônica (CARVALHO e VASCONCELOS, 1999; VASCONCELOS, 1999; VASCONCELOS et al., 2001) e da Floresta Atlântica (BIEBER et al., 2006; GOMES et al., 2010). No entanto, ainda não se tem informações sobre efeitos de borda sobre a comunidade de formigas. Parâmetros como a intensidade (o quanto a zona de borda é diferente da zona de núcleo) e a penetração (até que distância da borda existe modificações na biota) nunca foram avaliadas para as comunidades de formigas. Da mesma forma, nunca foram investigadas quais espécies de formigas são capazes de ocorrer nas áreas de matriz. Essa informação é crucial para sabermos a capacidade de dispersão das espécies de formigas, bem como para verificarmos se os fragmentos são de fato isolados pela área de matriz.

3 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Caracterização das áreas de estudo

O estudo foi realizado em um remanescente de Floresta Atlântica, pertencente à Usina Serra Grande (8° 30"S, 35° 50"O), localizada entre os municípios de Ibateguara e São José da Laje, Estado de Alagoas. Essa Usina possui uma área de aproximadamente 200 km², sendo que 40% de sua área são remanescentes florestais, cujos tamanhos variam de 1 a 3.500 ha, imersos em uma matriz de cana-de-açúcar. A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (ca. 500 m de altitude) e os solos predominantes são do tipo latossolos e podzólicos, abrangidos por duas classes semelhantes de solos distróficos e argila em carga amarelo-vermelho de acordo com o sistema brasileiro de classificação do solo (IBGE, 1985). O clima do local é tropical quente, apresentando precipitação média anual de 2.100 mm e temperatura média anual variando entre 22-24°C (IBGE, 1985). A vegetação é do tipo Floresta Ombrófila Aberta Baixo-Montana, com árvores emergentes de até 35 m de altura e dossel aberto com presença de muitas palmeiras (VELOSO et al., 1991). Regionalmente, Fabaceae, Lauraceae, Sapotaceae, Chrysobalanaceae, Euphorbiaceae e Lecythidaceae são as famílias com maior número de espécies e porte (≥ 10 cm diâmetro à altura do peito – DAP, (GRILLO et al., 2006).

Nessa paisagem encontra-se o maior fragmento de mata conservada do centro de Endemismo Pernambuco (ou Floresta Atlântica Nordestina), conhecido popularmente como Floresta de Coimbra (Figura 01 – C), que possui ca. 3.500 ha. A floresta de Coimbra ainda possui grupos ecológicos que são descritos como característicos de áreas contínuas e sem distúrbios de floresta Atlântica, tais como árvores com grandes sementes e vertebrados frugívoros (PÔRTO et al., 2006). A floresta de Coimbra está inserida em uma matriz de cana-de-açúcar homogênea, estável e relativamente antiga (pelo menos 60 anos), (Figura 02). Os ca. 40 km de borda da Floresta de Coimbra são dominadas na camada superior do dossel por pioneiras com 20-25 m de altura (OLIVEIRA et al., 2004) e uma assembléia de plantas empobrecida, particularmente em termos de árvores de dossel, tolerantes à sombra e com grandes flores e sementes (OLIVEIRA et al., 2004, MELO et al., 2006; LOPES et al., 2009).

Figura 01. (A, B) Localização da área de estudo, município de Ibateguara, Alagoas; (C) Área original de mata Atlântica, fragmento Coimbra em destaque, numa paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

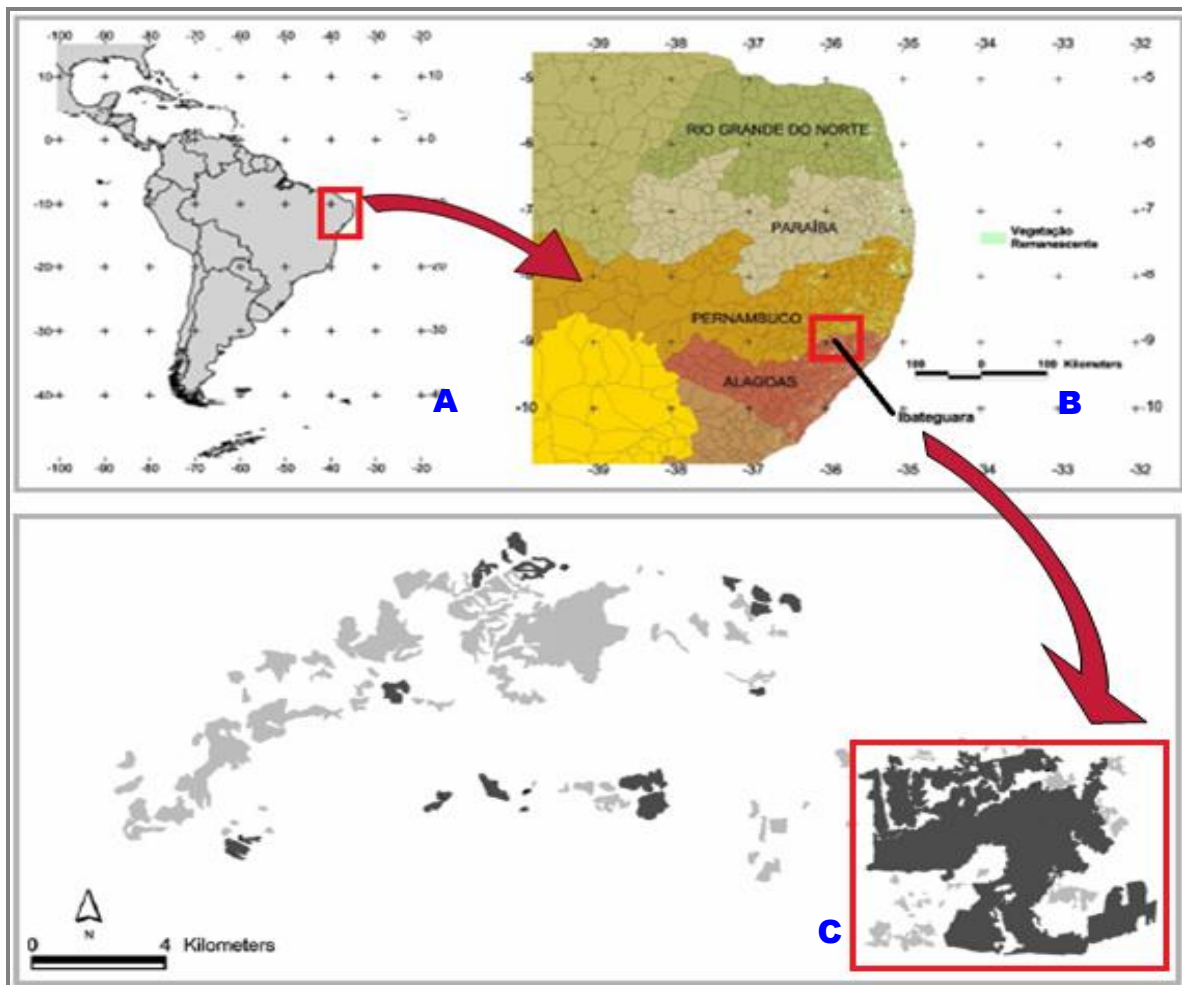


Figura 02. Unidades de ecossistemas na paisagem; (A) Vista da área de cana-de-açúcar (seis meses) imerso em fragmento de mata nativa; (B) Vista da área de cana-de-açúcar (dois meses) imerso em fragmento de floresta nativa no Nordeste do Brasil.



3.2 - Coleta

As coletas foram realizadas nos meses de janeiro a maio de 2011, utilizando-se um protocolo de coleta padronizado com armadilhas de solo adaptadas a partir da técnica utilizada por Schütte et al., (2007). As armadilhas consistiram de garrafas de polietileno (PET) de dois litros cortadas ao meio, com a parte superior voltada para baixo. Dentro das armadilhas era colocado 100 ml de solução composta por 80% de água e 20% de detergente visando matar e conservar os insetos capturados (Figura 03). As armadilhas foram enterradas no nível do solo, a 10 m de distância uma da outra

(Figura 04) e permaneceram expostas por 48 horas corridas. O material coletado foi triado e preservado em álcool 70%.

Figura 03. (A, B) Instalação das armadilhas de fossa (Pitfall) nos transectos em área de remanescente de Mata Atlântica e em matriz de cana-de-açúcar com idade de dois meses numa paisagem no Nordeste do Brasil.



Para verificar os efeitos de borda para ambas as direções (i.e. em direção ao centro do remanescente e em direção a matriz de cana-de-açúcar) foram estabelecidos 40 transectos georeferenciados (Apêndice), sendo 20 dentro da área remanescente (Figura 05) e 20 transectos em áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Figura 06). Os transectos na área de cana-de-açúcar foram montados em áreas com diferentes idades desde o último evento de queima para a colheita: 10 transectos em áreas com dois meses desde a queima e 10 transectos em áreas com seis meses desde a queima. Em cada transecto (tanto dentro do remanescente quanto na cana-de-açúcar) foram estabelecidos pontos para a montagem das armadilhas nas distâncias de 50 m, 100 m e 200 m, com seis armadilhas em cada distância. No total, foram montadas 18 armadilhas por transecto, que totalizaram 360 armadilhas dentro do remanescente e 360 dentro da matriz de cana-de-açúcar.

Figura 04. Distribuição dos transectos amostrais, contendo a disposição das armadilhas tipo fossa (Pitfall), e representação das distâncias em relação a borda do remanescente de Mata Atlântica e matriz de cana-de-açúcar.

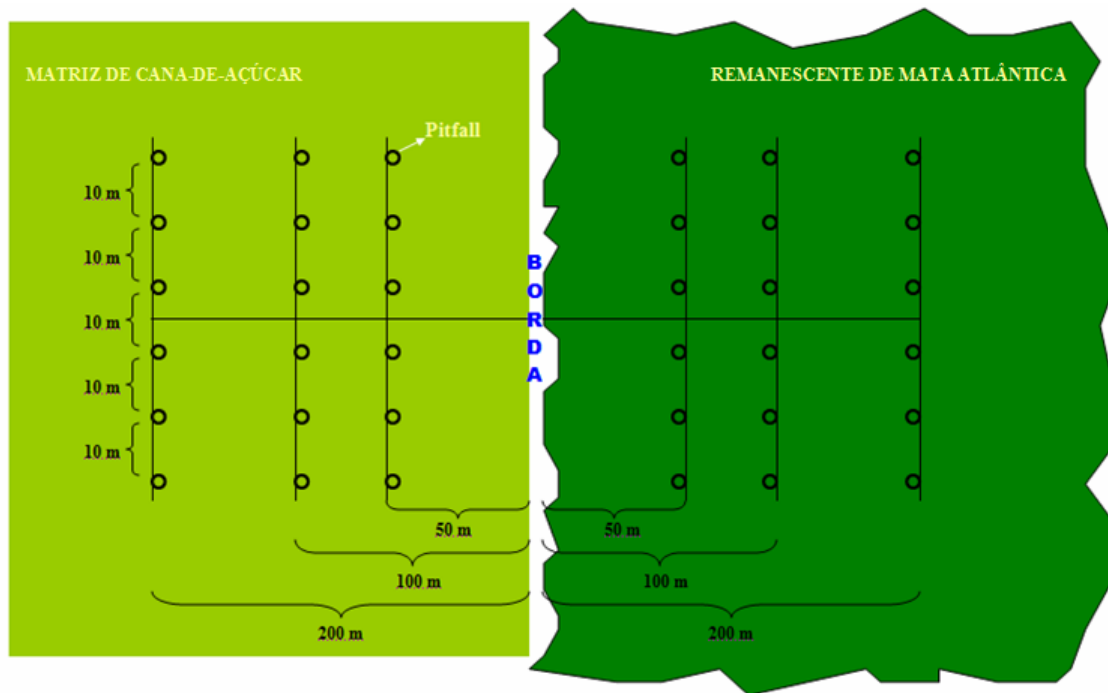


Figura 05. Mapa do fragmento Coimbra com localização dos 20 pontos de amostragem em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

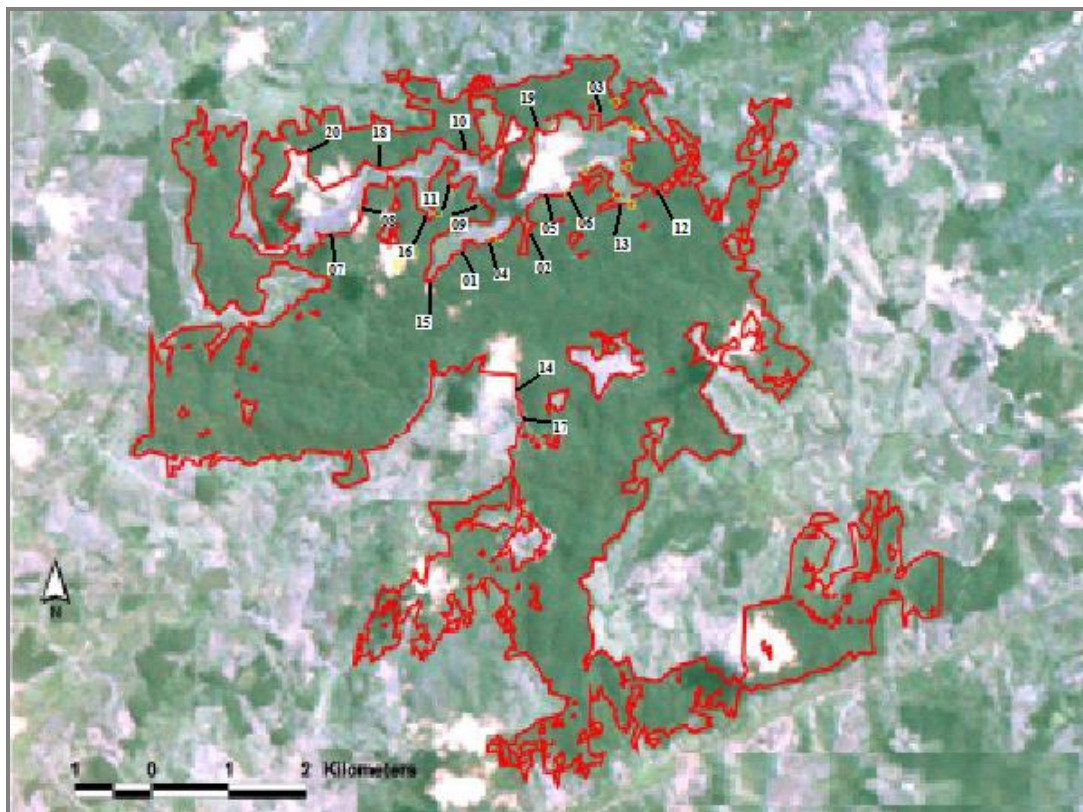
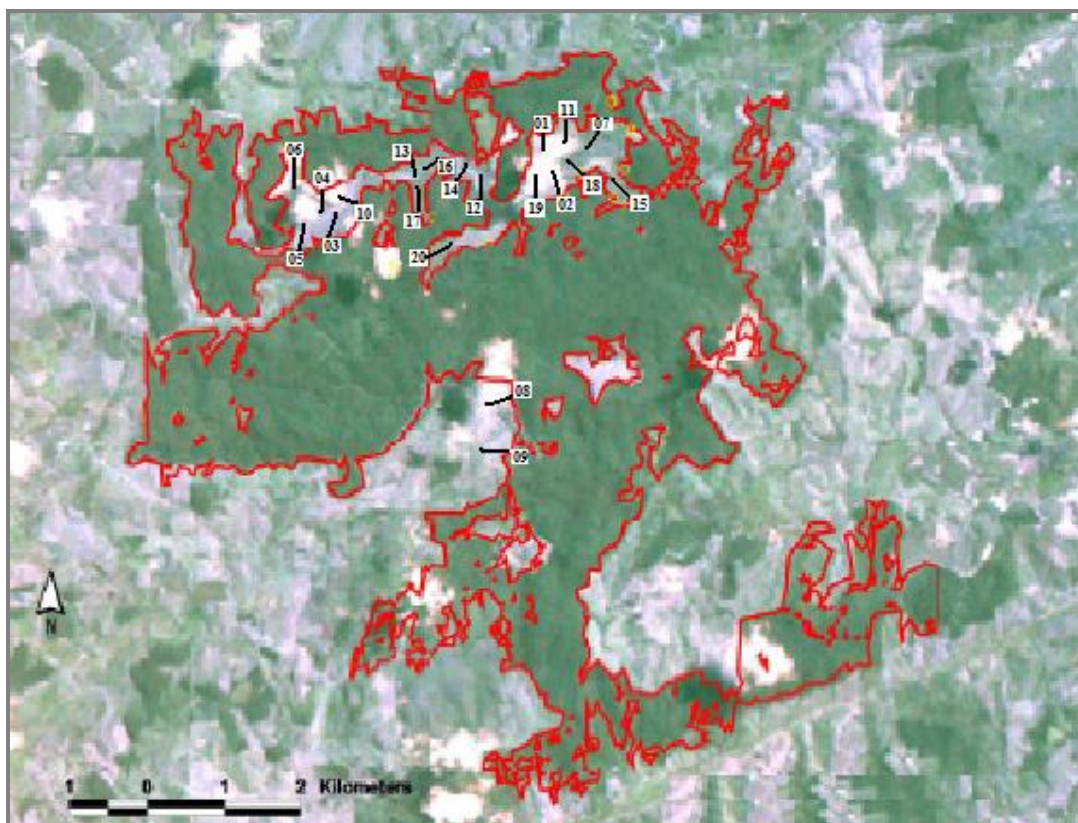


Figura 06. Mapa de localização dos 20 pontos de amostragem em matriz de cana-de-açúcar em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.



3.3 - Identificação do material

Os insetos capturados foram transferidos para recipientes etiquetados. Após a triagem do material coletado, as formigas foram depositadas em tubos plásticos do tipo eppendorf, devidamente numerados e contendo álcool 70%, e levadas ao Laboratório de Entomologia do DCFL da UFRPE, para montagem e identificação.

A identificação foi baseada, primeiramente, na comparação com a coleção de referência existente no Laboratório de Entomologia do DCFL e com o auxílio de diversas chaves dicotômicas disponíveis na literatura especializada (e.g. BACCARO, 2006; BOLTON, 1994; 2003; HÖLLDOBLER e WILSON, 1990) até o nível específico (Figura 07). Para a identificação das espécies novas, o material foi encaminhado para o Dr. Jacques Delabie, do Laboratório de Mirmecologia do Centro de Pesquisa do Cacau – CEPLAC, Itabuna – Bahia, e acrescentados na coleção de referência existente do DCFL da UFRPE.

Figura 07. (A, B) Coleta do material para recipientes etiquetados; (C) Triagem do material coletado; (D) Identificação com ajuda de literatura pertinente.



3.4 – Análise de dados

Para verificar diferenças no número de espécies, diversidade e abundância de ninhos de formigas (variáveis respostas) entre os habitats: 1- floresta, 2- matriz de cana-de-açúcar com dois meses de idade e 3- matriz de cana-de-açúcar com seis meses de idade e entre as distâncias: 1- 50m, 2- 100m e 3- 200m da borda (variáveis explanatórias) foram utilizados Modelos Lineares Gerais (GLMs, SOKAL e ROHLF, 1995). Os transectos foram aninhados à variável habitat. Diferenças a *posteriori* foram verificadas usando o teste de Tukey (SOKAL e ROHLF, 1995). Os testes foram realizados no programa Statistica 7 (StatSoft Inc, Tulsa, OK, U.S.A.). Para as variáveis número de espécies e abundância foi realizada uma transformação logarítmica para adequação aos pressupostos do teste (homogeneidade de variância e normalidade dos resíduos). Para calcular a diversidade de espécies da comunidade de formigas das áreas amostradas foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H') que é mais adequado quando se quer dar mais importância a espécies raras (KREBS, 1999), como no caso de formigas de florestas tropicais. Para o cálculo do índice, foi usado a frequência de ocorrência das espécies no transecto como medida de abundância (BIEBER et al., 2006; GOMES et al., 2010).

Para comparar a composição da fauna de formigas entre os habitats estudados, foi realizada a análise de ordenação do tipo Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (EMNM), usando a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis para as 40 áreas analisadas. A análise foi realizada no programa PC-ORD 4.10 (MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.).

Também foi calculada a constância das espécies coletadas empregando a fórmula de Dajoz (1973): $C = (P/N) \times 100$, onde P é o número de coletas contendo a espécie analisada e N é o número total de coletas efetuadas. A partir dessa equação, as espécies foram agrupadas nas seguintes categorias: 1- Espécies constantes, quando a espécie esteve presente em mais de 50% das coletas ($C > 50\%$), 2- Espécies acessórias, quando a espécie esteve presente em 50 e 25% das coletas ($50 > C > 25\%$) e 3- Espécies acidentais, quando a espécie esteve presente em menos de 25% das coletas ($C = < 25$).

4- RESULTADOS

4.1 - Fauna de formigas

Foram coletadas 118 espécies de formigas, distribuídas em 40 gêneros, 25 tribos e nove subfamílias (Tabela 02). Dez espécies ainda estão em processo de identificação. Myrmicinae foi à subfamília mais representativa, com 76 espécies, seguida de Dolichoderinae (13 espécies) e Formicinae e Ponerinae (11 espécies cada). Entre os gêneros, *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis*, todos Myrmicinae, foram os mais diversificados do estudo, com 12, 11 e 10 espécies, respectivamente (Tabela 01).

4.2 - Espécies compartilhadas e exclusivas de floresta e cana-de-açúcar

As seguintes espécies foram coletadas em todos os habitat (mata, matriz de cana-de-açúcar de 2 meses e de 6 meses) e em todas as distâncias (50m, 100m e 200m) estabelecidas: *Camponotus atriceps*, *Ectatomma* sp.1, *Atta sexdens sexdens*, *Pheidole* sp.2, *Pheidole* sp.3, *Pheidole* sp.6, *Solenopsis* sp.2, *Odontomachus meinerti*, e *Teschnomyrmex* sp.3 (Tabela 02). Sendo consideradas constantes apenas três destas em todas as distâncias (50, 100 e 200m) e em todos os habitats (Figura 08).

Figura 08. Espécies coletadas em áreas de floresta nativa e matriz de cana-de-açúcar, em todas as distâncias estabelecidas 50m, 100m e 200m: (A) *Camponotus atriceps*, (B) *Ectatomma* sp.1, (C) *Pheidole* sp.2, (A - BOLTON, 1994).



As espécies de formiga exclusivas da área de floresta com suas respectivas frequências para as três distâncias foram:

ESPÉCIES	Distâncias		
	50 m	100 m	200 m
<i>Apterostigma pilossum</i>	0,206	0,319	0,398
<i>Atta cephalotes</i>	-	0,274	0,079
<i>Atta</i> sp.2	0,068	-	-
<i>Camponotus bidens</i>	-	0,045	-
<i>Camponotus macilentus jacobensis</i>	-	-	0,079
<i>Cardiocondyla mauritanica</i>	-	0,045	0,358
<i>Cardiocondyla</i> sp.1	-	0,045	0,079
<i>Carebara</i> sp.1	-	0,137	-
<i>Carebara</i> sp.2	0,068	0,091	1,035
<i>Carebara</i> sp.3	-	-	0,079
<i>Carebara</i> sp.4	-	-	0,039
<i>Carebara</i> sp.5	-	0,045	-
<i>Cephalotus atratus</i>	0,481	0,685	0,238
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	0,824	-	-
<i>Crematogaster curvispinosa</i>	0,068	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.3	0,206	0,091	0,079
<i>Cyphomyrmex flavidus</i>	0,137	0,548	0,278
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>	0,137	0,137	0,039
<i>Dolichoderus imitator</i>	-	0,091	0,079
<i>Eurhopalothrix</i> sp.1	-	-	0,039
<i>Eurhopalothrix</i> sp.2	-	0,228	0,039
<i>Hylomyrma dentiloba</i>	0,137	0,182	0,199
<i>Hypoponera</i> sp.3	-	0,137	0,199
<i>Iridomyrmex</i> sp.1	-	-	0,039
<i>Labidus</i> sp.1	0,137	-	0,716
<i>Liomyrmex</i> sp.1	0,137	0,045	0,238
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	-	0,228	-

Continua ...

... Relação das espécies de formigas exclusivas de áreas de floresta. Continuação

ESPÉCIES	Distâncias		
	50 m	100 m	200 m
<i>Melissotarsus</i> sp.1	0,068	-	-
<i>Octostruma</i> sp.1	-	0,045	-
<i>Oxyepoecus rastratus</i>	-	0,091	-
<i>Pachycondyla apicalis</i>	0,412	0,182	0,159
<i>Pachycondyla</i> sp.3	0,962	0,319	0,358
<i>Pheidole</i> sp.7	0,206	0,319	0,159
<i>Pheidole</i> sp.10	0,206	0,274	-
<i>Pheidologeton diversus</i>	0,068	-	0,039
<i>Probolomyrmex</i> sp.1	0,068	-	-
<i>Pyamica eggersi</i>	0,343	0,137	0,199
<i>Solenopsis</i> sp.8	-	-	0,159
<i>Sphinctomyrmex simopone</i>	0,343	0,365	0,039
<i>Stenamamma diversum</i>	-	0,045	0,039
<i>Teschnomyrmex</i> sp2	0,137	0,137	0,517
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	-	0,045	0,039
<i>Vollenhovia</i> sp.1	-	0,091	0,119
sp. 22	0,206	0,045	-
sp. 18	-	-	0,045
sp. 14	-	0,091	0,079
sp. 12	-	0,045	0,039
sp. 11	-	0,045	-
sp. 10		0,137	0,119
sp. 06	0,137	-	-
sp. 02	-	0,365	-

Com relação às espécies capturadas exclusivamente no agroecossistema de cana-de-açúcar, houve um número bem mais reduzido e incluem: *Camponotus blandus*, *Camponotus crassus*, *Camponotus* sp.1, *Crematogaster* sp.7, *Crematogaster* sp.8, *Dorymyrmex* sp.2, *Pseudomyrmex* sp.2, *Solenopsis* sp.9, *Tapinoma schultzei*, *Temnothorax pergandei*, *Teschnomyrmex* sp.6 (Figura 09). Sendo consideradas

constantes apenas seis destas em todas as distâncias (50, 100 e 200m) da borda da floresta para o interior da matriz (Tabela 02).

Figura 09. Espécies coletadas em matriz de cana-de-açúcar nas duas idades (dois e seis meses), consideradas constantes nas três distâncias (50m, 100m e 200m) da borda da floresta: (A) *Temnothorax pergandei*, (B) *Crematogaster* sp.7, (C) *Solenopsis* sp.9, (A - BOLTON, 1994).



4.3 - Grupos Ecológicos e Bioindicadores

As espécies de formigas coletadas nos dois habitats estudados foram classificadas segundo seus hábitos alimentares e são mostradas na Tabela 02. As espécies predadoras estiveram presentes em várias das subfamílias (e.g. Myrmicinae, Ponerinae e Ectatomminae). Já as espécies fungívoras ficaram restritas a tribo Attini da subfamília Myrmicinae (Tabela 1) que cultivam um fungo simbiote dentro dos seus ninhos com substrato vegetal. Como nectarívoras foram classificadas somente as espécies da tribo Pseudomyrmecini da subfamília Pseudomyrmecinae e as Myrmicinae da tribo Cephalotini (Tabela 1). As demais espécies coletadas foram classificadas como generalistas.

Tabela 1. Espécies de formigas coletadas em três habitats diferentes (Floresta, matriz de cana-de-açúcar com dois meses de idade e matriz de cana-de-açúcar com seis meses de idade) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. São apresentadas as subfamílias e tribos das espécies bem como os grupos ecológicos em que elas são enquadradas.

Subfamília / Tribo	Espécie	Grupo Ecológico
Myrmicinae / Attini	<i>Acromyrmex rugosus</i> Forel, 1904	fungívora de solo
	<i>Acromyrmex</i> sp.1	fungívora de solo
	<i>Apterostigma pilosum</i> Mayr, 1865	fungívora de solo
	<i>Apterostigma</i> sp.1	fungívora de solo
	<i>Atta cephalotes</i> Smith, 1858	fungívora de solo
	<i>Atta sexdens sexdens</i>	fungívora de solo
	<i>Atta</i> sp.2	fungívora de solo
	<i>Cyphomyrmex flavidus</i> Pergande, 1896	fungívora de solo
	<i>Cyphomyrmex rimosus</i> Spinola, 1851	fungívora de solo
	<i>Mycocepurus goeldii</i> Forel, 1893	fungívora de solo
	<i>Mycocepurus smithi</i> Forel, 1893	fungívora de solo
	<i>Mycocepurus</i> sp.1	fungívora de solo
	<i>Mycocepurus</i> sp.2	fungívora de solo
	<i>Sericomyrmex</i> sp.1	fungívora de solo
	<i>Trachymyrmex</i> sp.1	fungívora de solo
<i>Vollenhovia</i> sp.1	generalista de solo e vegetação	
Adelomyrmecini	<i>Dolopomyrmex</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
Basicerotini	<i>Eurhopalothrix</i> sp.1	crípticas de serrapilheira
	<i>Eurhopalothrix</i> sp.2	crípticas de serrapilheira
	<i>Octostruma</i> sp.1	predadora de solo
Blepharidattini	<i>Wasmannia auropunetta</i> Roger, 1863	generalista de solo e vegetação
Cardiocondylini	<i>Cardiocondyla mauritanica</i>	não identificado
	<i>Cardiocondyla</i> sp.1	não identificado
Crematogastrini	<i>Crematogaster brasiliensis</i> Mayr, 1878	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster curvispinosa</i> Mayr, 1862	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster cuta</i>	generalista de solo e vegetação

Continua...

... Tabela 1. Continuação

Subfamília / Tribo	Espécie	Grupo Ecológico
	<i>Crematogaster</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.2	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.3	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.4	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.5	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.6	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.7	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.8	generalista de solo e vegetação
	<i>Crematogaster</i> sp.9	generalista de solo e vegetação
Cephalotini	<i>Cephalotus atratus</i> Linnaeus, 1758	nectarívoras
Dacetini	<i>Pyamica eggersi</i> Emery, 1890	predadora de serrapilheira
	<i>Strumigenys</i> sp.1	predadora especializada de solo
	<i>Strumigenys</i> sp.2	predadora especializada de solo
Formicoxenini	<i>Temnothorax pergandei</i>	generalista de solo e vegetação
Myrmicini	<i>Hylomyrma dentiloba</i> Santschi, 1931	generalista de solo
Melissotarsini	<i>Melissotarsus</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
Phalacromyrmecini	<i>Paratopula catocha</i>	generalista de solo e vegetação
Pheidologetonini	<i>Carebara</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
	<i>Carebara</i> sp.2	generalista de solo e vegetação
	<i>Carebara</i> sp.3	generalista de solo e vegetação
	<i>Carebara</i> sp.4	generalista de solo e vegetação
	<i>Carebara</i> sp.5	generalista de solo e vegetação
Pheidolini	<i>Pheidole alfaroi</i> Emery, 1896	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.2	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.3	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.4	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.5	generalista de solo e vegetação

Continua...

... Tabela 1. Continuação

Subfamília / Tribo	Espécie	Grupo Ecológico
	<i>Pheidole</i> sp.6	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.7	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.8	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.9	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.10	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidole</i> sp.11	generalista de solo e vegetação
Stegomyrmicini	<i>Liomyrmex</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
Solenopsidini	<i>Megalomyrmex</i> sp.1	generalista com interações interespecíficas
	<i>Monomorium floricola</i> Jerdon, 1851	generalista de solo e vegetação
	<i>Oxyepoecus rastratus</i> Mayr, 1887	generalista de solo e vegetação
	<i>Pheidologeton diversus</i>	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis amblychila</i> Wheeler, 1915	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.2	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.3	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.4	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.5	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.6	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.7	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.8	generalista de solo e vegetação
	<i>Solenopsis</i> sp.9	generalista de solo e vegetação
Stenammini	<i>Stenamma diversum</i> Mann, 1922	generalista de solo e vegetação
Dolichoderinae / Dolichoderini	<i>Dolichoderus imitator</i> Emery, 1894	generalista de solo e vegetação
	<i>Dorymyrmex</i> sp.1	generalista de vegetação
	<i>Dorymyrmex</i> sp.2	generalista de vegetação
	<i>Iridomyrmex</i> sp.1	generalista de vegetação
	<i>Linepithema</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
	<i>Linepithema</i> sp.2	generalista de solo e vegetação
	<i>Tapinoma schultzei</i>	generalista de vegetação
	<i>Teschnomyrmex</i> sp.1	generalista de vegetação

Continua...

... Tabela 1. Continuação

Subfamília / Tribo	Espécie	Grupo Ecológico
	<i>Teschnomyrmex</i> sp.2	generalista de vegetação
	<i>Teschnomyrmex</i> sp.3	generalista de vegetação
	<i>Teschnomyrmex</i> sp.4	generalista de vegetação
	<i>Teschnomyrmex</i> sp.5	generalista de vegetação
	<i>Teschnomyrmex</i> sp.6	generalista de vegetação
Ponerinae / Ponerini		
	<i>Anochetus</i> sp.1	predadora especializada de solo
	<i>Hypoponera</i> sp.1	predadora de solo
	<i>Hypoponera</i> sp.2	predadora de solo
	<i>Hypoponera</i> sp.3	predadora de solo
	<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	predadora de solo
	<i>Odontomachus meinerthi</i> Forel, 1905	predadora de solo
	<i>Pachycondyla apicalis</i> Latreille, 1802	predadora de solo
	<i>Pachycondyla crassinoda</i> Latreille, 1802	predadora de solo
	<i>Pachycondyla</i> sp.1	predadora de solo
	<i>Pachycondyla</i> sp.2	predadora de solo
	<i>Pachycondyla</i> sp.3	predadora de solo
Formicinae / Camponotini		
	<i>Camponotus atriceps</i> Smith, 1858	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus bidens</i> Mayr, 1870	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus blandus</i> Smith, 1858	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus dumetorum</i>	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus hova fulvus</i>	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus macilentus jacobensis</i>	generalista de solo e vegetação
	<i>Camponotus</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
Plagiolepidini		
	<i>Brachymyrmex</i> sp.1	generalista de solo e vegetação
	<i>Paratrechina</i> sp.1	generalista de solo
	<i>Prolasius formicoides</i>	generalista de solo
Pseudomyrmecinae /		
Pseudomyrmecini	<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	nectarívoras
	<i>Pseudomyrmex</i> sp.2	nectarívoras

Continua...

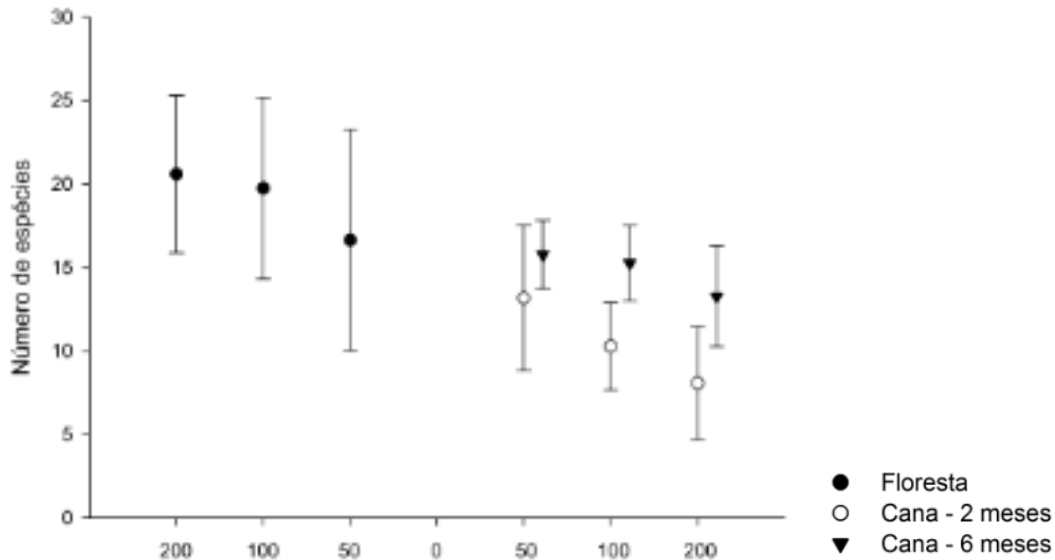
... Tabela 1. Continuação

Subfamília / Tribo	Espécie	Grupo Ecológico
Ectatomminae / Ectatommini	<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, 1858	predadora de solo e vegetação
	<i>Ectatomma</i> sp.1	predadora de solo e vegetação
Ecitoninae / Ecitonini	<i>Labidus</i> sp.1	predadora de solo
Cerapachyinae / Cerapachyini	<i>Sphinctomyrmex simopone</i>	generalista de solo e vegetação
Proceratiinae / Probolomyrmecini	<i>Probolomyrmex</i> sp.1	generalista de solo e vegetação

4.4 - Efeito do habitat e das distâncias para a borda sobre a fauna de formigas

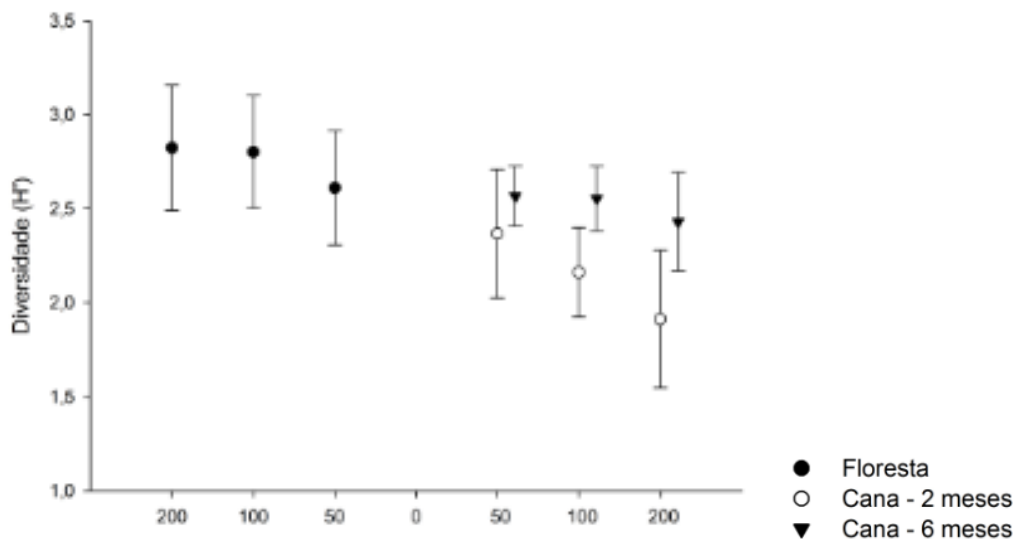
A riqueza de espécies variou significativamente entre os habitats (i.e. floresta e matriz de dois e seis meses) e entre as distâncias estudadas (i.e. 50, 100 e 200m), sendo significativa a interação entre esses dois fatores (ANOVA: $F_{4,74} = 11,82$, $p < 0,001$; Figura 10). O número de espécies para o habitat floresta a 200m da borda foi de $(20,60 \pm 6,63)$, diferindo significativamente do encontrado para a distância de 50 m da borda da floresta $(16,65 \pm 4,71)$, para a matriz com dois meses de idade em todas as distâncias (50m – $13,20 \pm 4,36$; 100m – $10,30 \pm 2,63$; 200m – $8,1m \pm 3,38$; $p < 0,05$) e para a matriz com seis meses de idade para as distâncias de 100 e 200 m ($15,3 \pm 2,04$ e $13,3 \pm 3,02$, respectivamente; $p < 0,05$). De um modo geral, o número de espécies foi superior em todas as distâncias para o habitat floresta, intermediário para o habitat matriz com seis meses de idade e os menores valores de número de espécies para o habitat matriz com dois meses de idade (Figura 10). O número de espécies foi significativamente diferente entre os transectos (ANOVA: $F_{37,74} = 4,51$, $p < 0,001$).

Figura 10. Número de espécies de formigas nos habitats de floresta, cana-de-açúcar com dois meses e cana-de-açúcar com seis meses de idade e nas distâncias de 50, 100 e 200 m da borda em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.



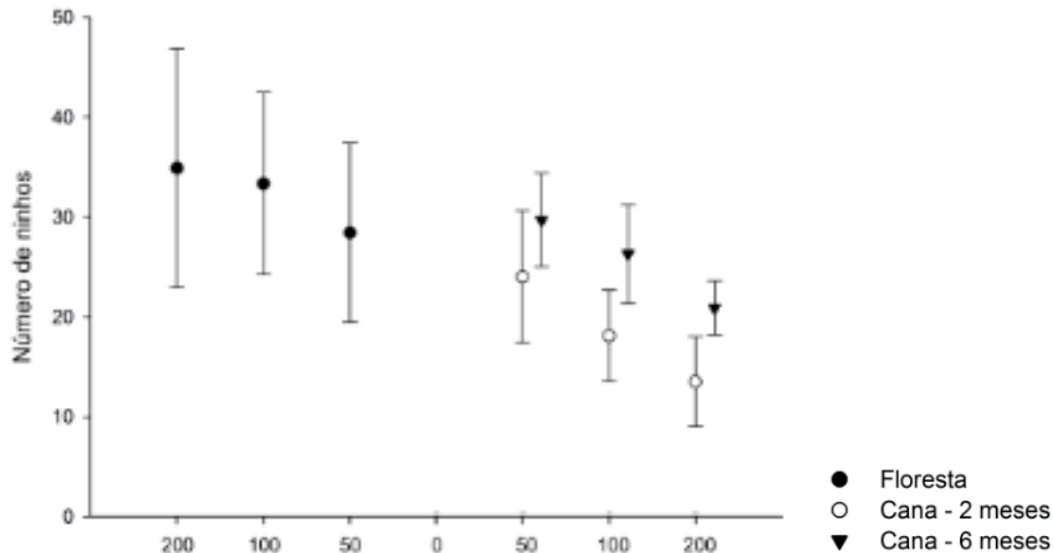
A diversidade de espécies seguiu o mesmo padrão da riqueza, sendo significativamente diferente entre os três habitats e entre as distâncias estudadas dentro de um mesmo habitat, com a interação significativa entre essas duas variáveis (ANOVA: $F_{4,74} = 9,54$, $p < 0,001$; Figura 11). A diversidade em espécies do habitat floresta a 200m da borda foi de $(2,82 \pm 0,33)$, sendo significativamente maior do que o encontrado para o habitat floresta a 50 m da borda $(2,61 \pm 0,30)$, como também quando comparado com a matriz de cana-de-açúcar com dois meses de idade em todas as distâncias (50m – $2,37 \pm 0,43$; 100m – $2,16 \pm 0,23$; 200m – $1,91 \pm 0,36$; $p < 0,05$) e para a matriz de cana-de-açúcar com seis meses de idade também para todas as distâncias (50m – $2,56 \pm 0,15$; 100m – $2,55 \pm 0,17$; 200m – $2,43 \pm 0,26$; $p < 0,05$). A diversidade de espécies foi superior em todas as distâncias para o habitat floresta, intermediária para o habitat matriz com seis meses de idade e inferior para o habitat matriz com dois meses de idade (Figura 11). A diversidade em espécies foi significativamente diferente entre os transectos (ANOVA: $F_{37,74} = 4,22$, $p < 0,001$).

Figura 11. Índice de diversidade de Shannon –Wiener (H') para a comunidade de formigas nos habitats de floresta, cana-de-açúcar com dois meses e cana-de-açúcar com seis meses de idade e entre as diferentes distâncias (50, 100 e 200 m) da borda em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.



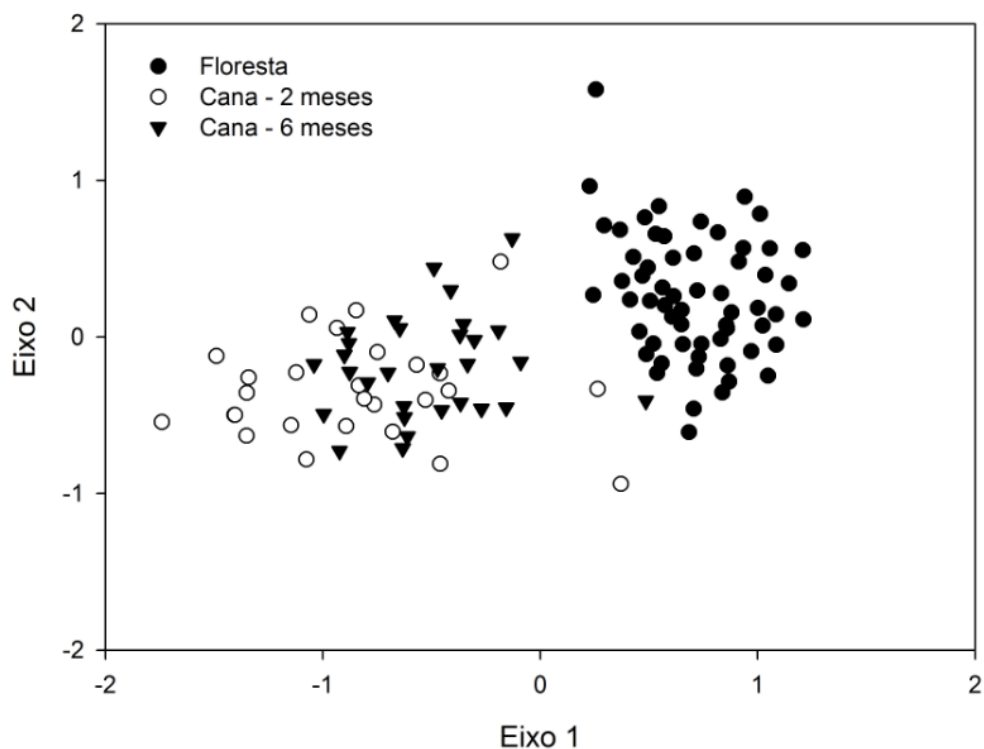
A abundância de ninhos também foi significativamente diferente entre os habitats e as distâncias estudadas, com a interação significativa entre essas duas variáveis (ANOVA: $F_{4,74} = 18,53$, $p < 0,001$; Figura 12). A abundância média de ninhos para o habitat floresta a 200m da borda foi de ($34,90 \pm 11,95$), sendo significativamente maior do que o encontrado para o habitat floresta a 50 m da borda ($28,45 \pm 8,94$), para a matriz com seis meses de idade em todas as distâncias (50m – $24,0 \pm 6,63$; 100m – $18,1 \pm 4,58$; 200m – $13,5 \pm 4,50$; $p < 0,05$) e para a matriz com dois meses de idade para as distâncias de 100 e 200 m ($26,3 \pm 4,92$ e $20,9 \pm 2,68$, respectivamente; $p < 0,05$). Desta forma a abundância de ninhos foi superior em todas as distâncias para o habitat floresta, intermediário para o habitat matriz com seis meses de idade e inferior para o habitat matriz com dois meses de idade (Figura 12). A diversidade em espécies foi significativamente diferente entre os transectos (ANOVA: $F_{37,74} = 6,38$, $p < 0,001$).

Figura 12. Número de ninhos identificados em diferentes distâncias (50, 100 e 200 m) nos três habitats remanescente de Mata Atlântica e monocultura de cana-de-açúcar com dois meses e monocultura de cana-de-açúcar com seis meses de idade.



A ordenação EMNM indicou uma evidente separação da fauna de formigas entre os habitats de floresta e de cana-de-açúcar (Figura 13). A configuração da ordenação foi bem sustentada pelo baixo nível de stress (0,22). Também pode ser observada uma separação entre a matriz com dois meses e a matriz com seis meses de idade (Figura 13). Outro resultado que pode ser observado é que as áreas de floresta tem uma distribuição um pouco mais dispersa no gráfico. Esse resultado sugere que a composição de espécie entre as diferentes áreas de floresta é maior que entre as diferentes áreas de cana. Estes resultados em conjunto indicam que, de modo geral, os três ambientes tem composição de espécies diferentes, com maior diferença ocorrendo entre as áreas de floresta e de cana.

Figura 13. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) de 40 amostras da mirmecofauna de três habitats (floresta, matriz com dois meses e matriz com seis meses de idade) estudados em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.



5 – DISCUSSÃO

A maior representatividade de formigas das subfamílias Myrmicinae, Dolichoderinae, Formicinae e Ponerinae registrada neste estudo reflete a diversidade geral de Formicidae e demonstra a representatividade das amostragens. A subfamília Myrmicinae é a maior e mais diversificada subfamília de formigas, tanto em termos regionais como globais, por ser um grupo extremamente adaptáveis aos mais diversos nichos ecológicos (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990). Resultados semelhantes quanto a composição de espécies de formigas de solo em de áreas fragmentadas de floresta (MARINHO et al., 2002; RAMOS et al., 2003) e Floresta Atlântica Nordeste foram obtidos por (BIEBER et al., 2006; GOMES et al., 2010).

Em termos de gêneros, *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis*, todos Myrmicinae, foram os mais diversificados do estudo, com 12, 11 e 10 espécies, respectivamente (Tabela 2). Segundo Wilson (1976), *Camponotus*, *Pheidole*, *Solenopsis* e *Crematogaster* são os gêneros de formigas com maior de riqueza de espécies, diversidade de adaptações, extensão de distribuição geográfica e abundância local, e por

isso são considerados os gêneros mais prevalentes de formigas em escala global. Três destes quatro gêneros foram os mais bem representados no estudo, mostrando, novamente, o quanto as amostras foram representativas em relação aos padrões descritos para os Formicidae. Só *Camponotus* não foi tão bem representado no estudo, provavelmente porque suas espécies são em grande parte arborícolas (WILSON, 1976; BIEBER et al., 2006). Assim, é esperado que este gênero seja ausente de amostras de solo, principalmente quando são amostras que não utilizam iscas para atrair as formigas, como sardinha ou atum, como no presente estudo. Segundo Leal (2002), que encontrou *Camponotus* como o segundo gênero mais rico, utilizou-se deste tipo de isca e observou que este gênero era muito oportunista e que rapidamente encontrava as iscas, onde as amostras foram feitas exclusivamente no solo.

O gênero *Crematogaster*, o mais rico em termos de número de espécies no estudo, não é comumente retratado como o mais bem representado em estudos em florestas tropicais onde apenas formigas de solo são amostradas (e.g. BIEBER et al., 2006; GOMES et al., 2010). As espécies deste gênero são frequentemente arborícolas (WILSON, 1976) e só são muito representadas em amostras de solo quando da utilização de iscas atrativas como sardinha e atum, como em Lopes e Leal (1991) e Leal e Lopes (1992) que utilizaram iscas de sardinha para amostrar formigas de solo em áreas de Floresta Atlântica de Santa Catarina. As formigas *Crematogaster* produzem nas glândulas localizadas nas pernas um feromônio de recrutamento que é depositado nas trilhas de forrageamento informando às companheiras sobre fontes de alimento, qualidade e localização (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990). Sendo assim, com uma isca atrativa no solo, estas formigas rapidamente encontram as armadilhas, recrutando companheiras de ninho, mesmo quando estes estão localizados na vegetação.

O gênero *Pheidole*, além de segundo mais rico em espécies, também apresentou maior constância de captura e, dentro deste gênero, destacam-se as morfoespécies *Pheidole* sp.2, *Pheidole* sp.3, *Pheidole* sp.6 (Tabela 02). Segundo Ferreira et al. (2006), a elevada captura de espécies de *Pheidole* poderia estar relacionada à sua maior eficiência de recrutamento em massa. O gênero *Pheidole* sempre é melhor representado em coletas de formigas de serapilheira em áreas florestadas (LEAL, 2002; BIEBER et al., 2006), onde normalmente aparece como o gênero mais rico em relação a todos os outros (SILVA e SILVESTRE, 2000; WARD, 2000). Provavelmente os resultados apresentados, devam-se ao fato de que, em ambientes degradados, predominam espécies dos gêneros *Solenopsis* e *Pheidole*, que, segundo Silva e Silvestre (2004), apresentam

ampla adaptabilidade a ambientes perturbados, além de desenvolverem um recrutamento massivo quanto ao comportamento de forrageamento, o que também foi verificado em estudo por Gomes et al. (2010).

Sabe-se que as espécies de *Solenopsis* estão entre as mais agressivas na utilização dos recursos em amostras de serapilheira (SILVA e SILVESTRE, 2004). Além disso, os ninhos de *Solenopsis* são superficiais, e, por isso, são relativamente bem representados em amostras de camadas superficiais de solo (SILVA e SILVESTRE, 2004), sendo particularmente freqüentes em ambientes agrícolas ou mesmo nativos (DELABIE e FOWLER, 1995; MARINHO et al., 2002). As espécies de *Solenopsis* são formigas que, certamente, podem passar longos períodos de escassez de alimento e competir com outras espécies de formigas ou outros grupos de animais por apresentarem eficiente estratégia de recrutamento em massa (FOWLER et al., 1991).

Com relação à ocorrência das espécies, enquanto 52 espécies foram exclusivas das áreas de floresta, apenas 11 espécies estiveram presentes exclusivamente nas áreas de cana-de-açúcar (Tabela 2). Estes resultados indicam que a maioria das espécies que ocorre na floresta não consegue chegar nem a 50m dentro da cana-de-açúcar, ressaltando a importância das áreas de floresta como um reservatório da fauna de formigas. Esses resultados assemelham-se aos estudos realizados em agroecossistemas de café, onde concluíram que a diversidade de formigas é alterada em razão da alta incidência luminosa devido falta de sombreamento no cafeeiro e ausência de serrapilheira (PERFECTO e VANDERMEER, 1996).

Poucos trabalhos investigaram a fauna de formigas nas áreas de matriz, e sabe-se muito pouco sobre a habilidade de dispersão das formigas, o que é um grande problema nos estudos sobre fragmentação. Existem apenas alguns estudos em áreas de plantações de cacau, as quais mantêm o dossel da floresta, sobre a fauna de formigas (PERFECTO et al., 2003). E estes estudos não abordam a capacidade de dispersão das formigas; eles endereçam o controle biológico das pragas do cacau, que normalmente é feito por formigas predadoras.

Houve um predomínio de formigas generalistas em todos os sítios, seguidas de predadoras, fungívoras, e nectarívoras. Este padrão foi o mesmo registrado por Leal (2002), que comparou os hábitos alimentares e de nidificação de formigas da zona da mata, agreste e sertão. Formigas generalistas predominam quando são incluídas áreas mais abertas e muito sazonais, que tem poucos recursos para formigas com hábitos mais especializados (como no estudo de LEAL, 2002, o agreste e o sertão). No presente

estudo, a contribuição das formigas de cana-de-açúcar, um ambiente também mais aberto e com poucos recursos, fez aumentar as formigas generalistas em comparação com as predadoras e as fungívoras. Estudos no oeste australiano sobre organizações de grupos funcionais de formigas, concluem que a composição do micro-habitat combinado com a estrutura da vegetação são importantes determinantes na composição de fauna de formigas (BARROW et al., 2006). Por fim, quanto às formigas nectarívoras, elas nidificam primariamente na vegetação e utilizam néctar extra-floral e exsudados (LEAL et al., 2003). Como as coletas do presente estudo foram feitas no solo, é razoável esperar que este grupo seja pouco representado.

A riqueza, a diversidade e a quantidade de ninhos foram maiores em áreas de floresta que em áreas de cana-de-açúcar. Adicionalmente, a composição de espécies foi diferente entre estes dois habitats. A maior diferença entre áreas de floresta e de cana-de-açúcar é com certeza a heterogeneidade da vegetação existente. Como as plantas são recursos para os animais (BARBOSA et al., 2005), é razoável esperar uma maior riqueza de plantas vai levar a uma maior riqueza de formigas como reportado em inúmeras publicações (e.g. BIEBER et al., 2006; CORRÊA et al., 2006; VASCONCELOS et al., 2006; GOMES et al., 2010; SILVA et al., 2011). Muitos estudos têm observado relação positiva entre diversidade das comunidades de formigas e heterogeneidade do ambiente, mesmo quando comparando áreas com diferentes estágios sucessionais (LEAL e LOPES, 1992; LEAL et al., 1993), tipos de vegetação (LEAL, 2002), complexidade da vegetação (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990; LEAL, 2003b), densidade e riqueza vegetal (LEAL, 2003b), altitude (JEANNE, 1979; BIEBER et al., 2006) e latitude (BENSON e HARADA, 1988). Mudanças nas características ambientais modifica o padrão de riqueza local de espécies de formigas que é mais dependente da diversidade de habitats disponíveis localmente e outros fatores que atuam em escala local, por exemplo, a estrutura física e quantidade de serapilheira, onde estão contidos recursos alimentares e diversos sítios de nidificação utilizados por elas. (SANTOS et al., 2006).

Com o aumento da diversidade de nichos, cada um com uma comunidade de espécies associadas, resulta em um aumento da riqueza de espécies podendo demonstrar o efeito de borda que interfere na ecologia de muitas espécies que teriam preferência por um habitat mais estável, menos sujeito as intempéries, ou seja um ambiente mais heterogêneo representa maior diversidade de habitats e variada gama de alimentos para as formigas e outros insetos (BARBOSA et al., 2005), apresentada em estudos

realizados no Pantanal (CORRÊA et al., 2006), como em Floresta Atlântica (SILVA et al., 2011). Essa maior heterogeneidade leva a maior disponibilidade de nichos, redução na competição e aumento na coexistência de um número maior de espécies em uma mesma área geográfica (RICKLEFS, 2003; CORRÊA et al., 2006; DÖGE, 2006; SILVA et al., 2011).

As distâncias em relação à borda da floresta também foram importantes determinantes da fauna de formiga, uma vez que a riqueza, a diversidade e a composição de espécies foram afetadas por estas variáveis. O volume de serapilheira influenciou positivamente nestas variáveis, considerado um fator regulador da diversidade de formigas no estrato florestal (BASTOS, 2009), esse volume é encontrado em menor produção na borda que no interior (NASCIMENTO, 2005), podendo ser reflexo da redução na densidade de árvores de grande porte do interior para a borda em fragmento de Floresta Atlântica (NASCIMENTO, 2005). Havendo diferença quanto a resultados de acordo com idade das bordas e histórico da fragmentação (PORTELA e SANTOS, 2007). Segundo Baldissera e Ganade, (2005) encontraram as menores taxas de predação de sementes por formigas em bordas de Floresta Ombrófila Mista se estendendo até 50m, podendo estar influenciado pela mudança na composição de espécies de predadores de sementes, quanto diminuição na sua atividade na região da borda.

Assim, como era de se esperar, os dois habitats (floresta e cana-de-açúcar) parecem possuir nichos de alimentação e de nidificação distintos, o que pode estar relacionado como as distâncias da borda do fragmento. Quanto maior a distância da borda em direção ao interior da floresta, maiores foram à riqueza e a diversidade das formigas. Por outro lado, quanto maior à distância dentro da cana, menores foram os valores de riqueza e diversidade. Alguns trabalhos já endereçaram o efeito de borda em apenas uma direção, ou seja, entrando dentro da floresta, na comunidade de formigas (CARVALHO e VASCONCELOS, 1999; SILVA et al., 2011). Contudo, este é o primeiro estudo a avaliar os efeitos de borda nas duas direções, entrando na floresta e entrando na cana-de-açúcar.

Os efeitos de borda são resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por uma transição abrupta, e podem ser de ordem abiótica, biótica direta ou biótica indireta (MURCIA, 1995). Os efeitos de borda abióticos são modificações nas condições microclimáticas (umidade, temperatura, regime de ventos e

radiação), as quais podem funcionar como filtro, favorecendo ou prejudicando espécies conforme seus requerimentos e tolerância particulares (BOOTH e SWANTON, 2002). Os efeitos bióticos diretos referem-se às modificações na composição de espécies que ocorrem nas comunidades biológicas, como resultado da vulnerabilidade diferencial de cada espécie às perturbações. Por exemplo, espécies de árvores climáticas, boas competidoras em ambientes conservados, rapidamente sucumbem ante as condições alteradas das bordas, pois não resistem ao ambiente mais seco, iluminado e turbulento (LAURANCE e CURRAN, 2008; LAURANCE et al., 2000; LAURANCE e YENSEN, 1991). Por fim, os efeitos bióticos indiretos resultam de modificações nas relações ecológicas entre as espécies que habitam os ambientes submetidos aos efeitos de borda e de como essas comunidades se estruturam.

Um grupo cuja resposta a criação de borda é bem conhecida são as formigas cortadeiras (gêneros *Atta* e *Acromyrmex*). Estas formigas são consideradas um dos principais herbívoros na Região Neotropical (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990) e um dos poucos grupos de animais beneficiados pela fragmentação (WIRTH et al., 2007; DOHM et al., 2011). Suas populações aumentam em até oito vezes bordas de Floresta Atlântica (WIRTH et al., 2007) e até 20 vezes em bordas da Amazônia (DOHM et al., 2011). Em áreas de cultivo agrícola também já foi observado um grande número de colônias (RAMOS et al., 2008), como neste estudo, em áreas de cana-de-açúcar. As maiores médias de frequência de *Atta sexdens sexdens* foram observadas para as distância de 50 metros da borda para o interior do fragmento de floresta, assim como da borda do fragmento para o interior da matriz de cana-de-açúcar (Tabela 2). Em áreas de matriz foi observada uma grande quantidade de ninhos, identificados facilmente pela grande quantidade de terra solta dos seus murundus que podiam medir até 3,50 m de comprimento. As razões para o aumento das populações de formigas cortadeiras nas áreas de borda de floresta são a maior quantidade de plantas pioneiras, mais palatáveis para as formigas (FALCÃO et al., 2011) e a menor quantidade de inimigos naturais como moscas parasitas forídeas (ALMEIDA et al., 2008) e predadores como tatus (WIRTH et al., 2008). Com mais comidas e menos inimigos naturais, suas populações sofrem de um processo de liberação ecológica (TERBORG et al., 2001), chegando a densidades muito altas.

Os resultados documentados no presente estudo indicam que as formigas sentem as mudanças abióticas da área de cana-de-açúcar a até 100 m adentro da floresta, uma

vez que a riqueza e diversidade de espécies nessa distância é menor que a 200 m da borda. É possível que este efeito penetre até mais adiante, contudo, como não temos coletas a distâncias maiores que 200 m da borda, e, então, podemos apenas fazer conjecturas sobre a distância final de penetração do efeito de borda para a mirmecofauna. Em relação à distância de borda entrando na cana, o efeito é contrário. Quanto mais distante da fonte florestal, mais empobrecida é a fauna de formigas. Além da distância para a colonização dessas áreas ser cada vez maior, uma vez que a área fonte é certamente a área de floresta, é provável que as condições microclimáticas fiquem ainda mais austeras diminuindo o sucesso na fundação de novas colônias. Sendo assim, deve haver dois filtros para a ocorrência de formigas a grandes distâncias da mata, a menor chegada de rainhas a dificuldade no estabelecimento das colônias, ambos ocasionando na menor riqueza e diversidade observadas.

No agroecossistema de cana-de-açúcar com idade de seis meses houve maior riqueza, diversidade e quantidade de ninhos do que nas áreas com apenas dois meses de idade, isso para todas as distâncias analisadas. Estes resultados indicam que, à medida que aumenta a idade do agroecossistema, aumenta a recolonização por parte das formigas. Provavelmente, com a queima e corte da cana, há uma grande mortalidade nos ninhos da área. Somente após algum tempo, quando a cana-de-açúcar começa a crescer, existindo uma cobertura do solo por palhiço de cana que protege o solo e favorece estabelecimento de colônias, é que as condições microclimáticas vão ficando mais amenas e as espécies florestais mais adaptadas a áreas alteradas vão recolonizando as áreas de cana. De maneira geral, os efeitos negativos do fogo em formigas, são menos evidentes que nos demais artrópodes (ARAÚJO et al., 2004). Isso deve-se ao fato de grande parte das formigas construírem ninhos em locais que as protegem do intenso calor e adaptada ao rápido restabelecimento em áreas queimadas devido a sua organização social (GREENSLADE e MOTT, 1978; NAVES, 1996). Onde a passagem do fogo pode trazer alguns benefícios para determinadas espécies (HANULA e WADE, 2003).

De fato, os efeitos da fragmentação de habitats juntamente com a perturbação antrópica sobre o microclima e a vegetação possibilitam a adaptação não só de formigas, mas de muitos grupos de insetos para colonizarem os agroecossistemas (MCINTYRE, 2000).

Para finalizar, é preciso destacar as contribuições deste estudo ao conhecimento dos efeitos da fragmentação sobre a comunidade de formigas. A maioria dos estudos

sobre fragmentação investigaram a diversidade de formigas em áreas contínuas versus fragmentadas (CARVALHO e VASCONCELOS, 1999), em fragmentos com diferentes tamanhos (BRÜHL et al., 1998; SCHOEREDER et al., 2004; BIEBER et al., 2006; VASCONCELOS et al., 2006; GOMES et al., 2010), ou em áreas de borda e núcleo de grande remanescentes de floresta (CARVALHO e VASCONCELOS, 1999; SILVA et al., 2011).

6 – CONCLUSÃO

O estudo verificou os efeitos de borda nas duas direções, dentro da floresta e dentro da cana-de-açúcar. Dentre as subfamílias coletadas, Myrmicinae foi a mais representativa, destacando entre os gêneros *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis* entre os mais diversificados.

Foram coletados espécies exclusivas de área de floresta ou de cana-de-açúcar, assim como para as duas áreas em comum considerando as três distâncias estabelecidas (50 m, 100 m e 200 m) da borda para o interior de cada habitat.

Houve uma grande representatividade de formigas generalistas quanto ao grupo funcional.

A composição de espécies foi diferente entre estes dois habitats, encontrando maiores quantidade de ninhos, diversidade e riqueza em áreas de floresta que em áreas de cana-de-açúcar.

Os dados apresentados indicam um grande empobrecimento na mirmecofauna à medida que a borda da floresta se aproxima, empobrecimento este que é ainda mais acentuado quando penetrando na matriz de cana-de-açúcar. Para ser mais preciso, o número de espécies de formigas é reduzido de 50m a 200 m dentro da mata, para 200m a 50 m dentro da cana.

Esses achados mostram como o processo de fragmentação, com a consequente criação de borda, é deletério para a biota e como os remanescentes de floresta são importantes fontes fornecedoras de espécies para a colonização de áreas antropizadas, funcionando como uma zona de transposição de espécies da floresta adjacente para o agroecossistema e proporcionando a manutenção de inimigos naturais para a matriz, sendo de suma importância no controle biológico de pragas.

Tabela 2. Espécies de formigas coletadas nos três habitats (Floresta, matriz de cana-de-açúcar com dois meses e matriz de cana-de-açúcar com seis meses) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. São apresentadas as Subfamílias das espécies bem como o ambiente e a distância em que elas foram coletadas quanto a abundância.

Subfamília/Espécie	Floresta Madura			Cana – 2 meses			Cana – 6 meses		
	50m	100m	200m	50m	100m	200m	50m	100m	200m
Myrmicinae									
<i>Acromyrmex rugosus</i>	Z	-	-	-	-	-	Z	-	-
<i>Acromyrmex</i> sp.1	Y	Z	X	-	-	-	Y	-	-
<i>Apterostigma pilosum</i>	Z	Y	Y	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.1	Y	-	Z	Z	-	-	-	-	-
<i>Atta laveigata</i>	-	Y	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Atta sexdens sexdens</i>	X	X	X	X	Y	Y	X	Y	Y
<i>Atta</i> sp.2	Z	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cardiocondyla mauritanica</i>	-	Z	Y	-	-	-	-	-	-
<i>Cardiocondyla</i> sp.1	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> sp.1	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> sp.2	Z	Z	X	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> sp.3	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> sp.4	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> sp.5	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotus atratus</i>	Y	X	Y	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster curvispinosa</i>	Z	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster cuta</i>	-	-	Y	-	Z	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.1	Z	Y	-	-	-	-	Z	Z	-
<i>Crematogaster</i> sp.2	Z	X	Z	X	-	Z	X	-	Z
<i>Crematogaster</i> sp.3	Z	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.4	Z	Z	Z	Z	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.5	Z	Z	Y	-	-	Z	X	Z	-

(X – Constante: presentes em mais de 50% das coletas; Y – Acessória: presentes entre 25% e 50% das coletas; Z – Acidental: presentes em menor de 25% das coletas).

Continua...

...Tabela 2. Continuação

Subfamília/Espécie	Floresta Madura			Cana – 2 meses			Cana – 6 meses		
	50m	100m	200m	50m	100m	200m	50m	100m	200m
<i>Crematogaster</i> sp.6	-	-	Z	-	-	-	-	-	Z
<i>Crematogaster</i> sp.7	-	-	-	X	X	X	X	X	X
<i>Crematogaster</i> sp.8	-	-	-	Z	-	Z	Y	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.9	Z	-	Y	-	-	Z	-	-	-
<i>Cyphomyrmex flavidus</i>	Z	X	Y	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>	Z	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Dolopomyrmex</i> sp.1	Z	X	X	-	-	-	Y	-	X
<i>Eurhopalothrix</i> sp.1	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Eurhopalothrix</i> Sp.2	-	Y	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Hylomyrma dentiloba</i>	Z	Z	Y	-	-	-	-	-	-
<i>Liomyrmex</i> sp.1	Z	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melissotarsus</i> sp.1	Z	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monomorium floricola</i>	X	Y	X	-	-	-	Z	Z	-
<i>Mycocepurus goeldii</i>	X	Z	Y	-	-	-	Z	-	Z
<i>Mycocepurus smithi</i>	X	Y	X	Y	-	-	Y	Y	X
<i>Mycocepurus</i> sp.1	-	-	Z	-	-	-	-	Z	-
<i>Mycocepurus</i> sp.2	Z	-	Z	-	-	-	Z	Z	Z
<i>Octostruma</i> sp.1	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxyepoecus rastratus</i>	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paratopula catocha</i>	Z	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Pheidole alfaroi</i>	-	Z	Z	Z	Z	-	Z	X	Z
<i>Pheidole</i> sp.1	Z	Y	Y	Y	Y	-	Y	X	Z
<i>Pheidole</i> sp.2	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pheidole</i> sp.3	X	X	X	X	X	X	X	Z	X
<i>Pheidole</i> sp.4	Z	X	X	-	-	-	Y	Z	Z
<i>Pheidole</i> sp.5	X	X	X	-	-	X	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.6	X	X	Y	X	X	X	X	X	X

(X – Constante: presentes em mais de 50% das coletas; Y – Acessória: presentes entre 25% e 50% das coletas; Z – Acidental: presentes em menor de 25% das coletas).

Continua...

...Tabela 2. Continuação

Subfamília/Espécie	Floresta Madura			Cana – 2 meses			Cana – 6 meses		
	50m	100m	200m	50m	100m	200m	50m	100m	200m
<i>Pheidole</i> sp.7	Z	Y	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.8	Z	X	X	-	-	-	Z	X	X
<i>Pheidole</i> sp.9	-	Y	Z	-	-	-	Z	-	-
<i>Pheidole</i> sp.10	Z	Y	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.11	X	X	X	-	-	-	-	Z	Z
<i>Pheidologeton diversus</i>	Z	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Pyamica eggersi</i>	Y	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	X	X	X	Z	-	-	-	Z	-
<i>Solenopsis amblychila</i>	X	X	X	Z	X	-	Z	-	X
<i>Solenopsis</i> sp.1	X	X	X	X	X	-	Y	X	X
<i>Solenopsis</i> sp.2	X	X	Y	X	X	X	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp.3	X	X	X	Y	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.4	Y	Y	X	Y	-	-	Z	Y	X
<i>Solenopsis</i> sp.5	Z	X	Z	-	-	-	Y	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.6	X	X	X	-	-	-	Y	Z	Y
<i>Solenopsis</i> sp.7	Z	X	Z	-	-	-	X	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.8	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.9	-	-	-	X	X	X	X	X	X
<i>Stenamamma diversum</i>	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.1	Z	-	-	-	-	-	Z	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	Z	-	-
<i>Temnothorax pergandei</i>	-	-	-	X	X	X	X	X	X
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Vollenhovia</i> sp.1	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Wasmannia auropunetta</i>	Z	Y	Z	-	-	-	Z	X	-

(X – Constante: presentes em mais de 50% das coletas; Y – Acessória: presentes entre 25% e 50% das coletas; Z – Acidental: presentes em menor de 25% das coletas).

Continua...

...Tabela 2. Continuação

Subfamília/Espécie	Floresta Madura			Cana – 2 meses			Cana – 6 meses		
	50m	100m	200m	50m	100m	200m	50m	100m	200m
Dolichoderinae									
<i>Dolichoderus imitator</i>	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	Z	-	-	Z	-	-	-	-	Z
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	-	-	-	X	Z	Y	X	Z	Z
<i>Iridomyrmex</i> sp.1	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Linepithema</i> sp.1	-	-	Z	-	-	-	Y	Y	Z
<i>Linepithema</i> sp.2	Z	-	-	Z	Z	-	Z	Z	Z
<i>Tapinoma schultzei</i>	-	-	-	Z	-	Y	Z	Z	Z
<i>Teschnomyrmex</i> sp.1	Z	Z	Z	X	-	X	-	-	-
<i>Teschnomyrmex</i> sp.2	Z	Z	X	-	-	-	-	-	-
<i>Teschnomyrmex</i> sp.3	Z	Z	Z	Z	Z	X	Y	Z	Z
<i>Teschnomyrmex</i> sp.4	-	Z	-	-	X	X	-	-	-
<i>Teschnomyrmex</i> sp.5	X	X	X	X	X	X	-	-	-
<i>Teschnomyrmex</i> sp.6	-	-	-	X	X	X	X	X	X
Ponerinae									
<i>Anochetus</i> sp.1	Y	Y	Y	-	-	Y	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.1	X	X	X	Z	Z	-	-	-	Z
<i>Hypoponera</i> sp.2	Z	Y	Z	-	-	-	-	Z	Y
<i>Hypoponera</i> sp.3	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Odontomachus bauri</i>	X	X	X	Y	Y	-	Z	Z	X
<i>Odontomachus meinerthi</i>	Z	Z	Z	X	X	X	Y	X	Z
<i>Pachycondyla apicalis</i>	Y	Z	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	X	X	X	Z	-	-	Z	Y	-
<i>Pachycondyla</i> sp.1	Z	Z	Y	-	-	-	-	Z	-
<i>Pachycondyla</i> sp.2	X	X	X	-	-	-	X	X	X
<i>Pachycondyla</i> sp.3	X	Y	Y	-	-	-	-	-	-

(X – Constante: presentes em mais de 50% das coletas; Y – Acessória: presentes entre 25% e 50% das coletas; Z – Acidental: presentes em menor de 25% das coletas).

Continua...

...Tabela 2. Continuação

Subfamília/Espécie	Floresta Madura			Cana – 2 meses			Cana – 6 meses		
	50m	100m	200m	50m	100m	200m	50m	100m	200m
Formicinae									
<i>Camponotus atriceps</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus bidens</i>	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus blandus</i>	-	-	-	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus crassus</i>	-	-	-	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus dumetorum</i>	-	-	Z	-	-	Z	Z	-	-
<i>Camponotus hova fulvus</i>	Z	X	X	-	-	-	Z	-	-
<i>Camponotus macilentus</i>	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus jacobensis</i>	-	-	-	Y	-	Y	-	Y	Z
<i>Brachymyrmex sp.1</i>	X	X	X	-	Y	-	Y	-	X
<i>Paratrechina sp.1</i>	X	X	X	X	Y	X	Y	-	X
<i>Prolasius formicoides</i>	-	Z	Z	X	X	Y	Z	X	-
Pseudomyrmecinae									
<i>Pseudomyrmex sp.1</i>	Z	Z	Z	X	Y	-	Y	Z	Y
<i>Pseudomyrmex sp.2</i>	-	-	-	X	X	X	Z	Z	Z
Ectatomminae									
<i>Ectatomma brunneum</i>	X	X	X	X	Z	-	X	X	X
<i>Ectatomma sp.1</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Proceratiinae									
<i>Probolomyrmex sp.1</i>	Z	-	-	-	-	-	-	-	-
Cerapachyinae									
<i>Sphinctomyrmex simopone</i>	Y	Y	Z	-	-	-	-	-	-

(X – Constante: presentes em mais de 50% das coletas; Y – Acessória: presentes entre 25% e 50% das coletas; Z – Acidental: presentes em menor de 25% das coletas).

Continua...

...Tabela 2. Continuação

Subfamília/Espécie	Floresta Madura			Cana – 2 meses			Cana – 6 meses		
	50m	100m	200m	50m	100m	200m	50m	100m	200m
Ecitoninae									
<i>Labidus</i> sp.1	Z	-	X	-	-	-	-	-	-
Em processo de identificação									
sp. 22	Z	Z	-	-	-	-	-	-	-
sp. 21	X	-	Z	Z	-	Y	X	-	-
sp. 18	-	-	Z	-	-	-	-	-	-
sp. 17	Z	-	-	Z	-	Z	X	Z	-
sp. 14	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
sp. 12	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
sp. 11	-	Z	-	-	-	-	-	-	-
sp. 10	-	Z	Z	-	-	-	-	-	-
sp. 6	Z	-	-	-	-	-	-	-	-
sp. 2	-	Y	-	-	-	-	-	-	-

(X – Constante: presentes em mais de 50% das coletas; Y – Acessória: presentes entre 25% e 50% das coletas; Z – Acidental: presentes em menor de 25% das coletas).

7 – APÊNDICE

Pontos amostrais, coordenadas geográficas dos 20 transectos amostrais em remanescente de Mata Atlântica e 20 transectos em matriz de cana-de-açúcar, em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

Transectos em remanescente de mata	COORDENADAS	Transectos em matriz de cana de açúcar	COORDENADAS	
01	S 09° 00' 00.3" W 035° 51' 33.6"	01	S 08° 59' 15.8" W 035° 51' 02.4"	
02	S 08° 59' 45.4" W 035° 51' 14.4"	2 meses de idade	02	S 08° 59' 36.4" W 035° 50' 58.3"
03	S 08° 59' 45.4" W 035° 50' 40.0"	6 meses de idade	03	S 08° 59' 46.4" W 035° 52' 23.3"
04	S 08° 59' 59.5" W 035° 51' 29.5"	6 meses de idade	04	S 08° 59' 35.3" W 035° 52' 34.9"
05	S 08° 59' 40.7" W 035° 50' 53.7"	2 meses de idade	05	S 08° 59' 54.9" W 035° 52' 41.9"
06	S 08° 59' 40.9" W 035° 51' 04.1"	6 meses de idade	06	S 08° 59' 26.3" W 035° 52' 49.2"
07	S 09° 00' 00.0" W 035° 52' 42.5"	2 meses de idade	07	S 08° 59' 45.4" W 035° 50' 40.0"
08	S 08° 59' 43.5" W 035° 52' 20.6"	6 meses de idade	08	S 09° 00' 46.0" W 035° 51' 33.0"
09	S 08° 59' 42.4" W 035° 51' 26.5"	2 meses de idade	09	S 09° 00' 48.7" W 035° 51' 38.5"
10	S 08° 59' 33.2" W 035° 51' 22.9"	6 meses de idade	10	S 08° 59' 43.5" W 035° 52' 20.6"
11	S 08° 59' 33.2" W 035° 51' 32.9"	2 meses de idade	11	S 08° 59' 08.3" W 035° 50' 53.3"
12	S 08° 59' 37.4" W 035° 50' 19.3"	6 meses de idade	12	S 08° 59' 33.2" W 035° 51' 32.9"
13	S 08° 59' 42.6" W 035° 50' 30.2"	2 meses de idade	13	S 08° 59' 21.8" W 035° 51' 54.4"
14	S 09° 00' 46.0" W 035° 51' 33.0"	6 meses de idade	14	S 08° 59' 25.2" W 035° 51' 46.5"
15	S 09° 00' 02.7" W 035° 51' 51.1"	2 meses de idade	15	S 08° 59' 33.2" W 035° 50' 35.0"
16	S 08° 59' 25.3" W 035° 51' 40.0"	6 meses de idade	16	S 08° 59' 30.8" W 035° 51' 51.6"
17	S 09° 00' 48.7" W 035° 51' 38.5"	2 meses de idade	17	S 08° 59' 25.3" W 035° 51' 40.0"
18	S 08° 59' 35.3" W 035° 52' 34.9"	6 meses de idade	18	S 08° 59' 45.3" W 035° 51' 22.3"
19	S 08° 59' 15.8" W 035° 51' 02.4"	2 meses de idade	19	S 08° 59' 40.7" W 035° 50' 53.7"
20	S 08° 59' 26.3" W 035° 52' 49.2"	6 meses de idade	20	S 09° 00' 00.3" W 035° 51' 33.6"

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W. R.; WIRTH, R.; LEAL, I. R. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata**. v. 129, p. 251 - 257, 2008.
- ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring and ants: an overview. In: AGOSTI, D., et al. (Ed.) **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington, Smithsonian Institution Press, p. 1-8, 2000.
- ANDRÉ, H. M.; DUCARME, X.; LEBRUM, P. Soil biodiversity : myth, reality or conning ? **Oikos**, v. 96, p. 3 - 34, 2002.
- ARAÚJO, M. S., et al. Efeito da queima da palhada de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídeos. **Ecología Austral**. Córdoba. v.14, n.2, 2004.
- ARMBRECHT, I.; PERFECTO. I.; VANDERMEER, J. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse recourses. **Science**, New York, v. 304, p. 284-286, 2004.
- BACCARO, F. B. Chave para as principais subfamílias e gêneros de formigas (Hymenoptera: Formicidae). **Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA** Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBIO Faculdades Cathedral, [s.l.: s.n.]: p.02-34, 2006.
- BALDISSERA, R.; GANADE, G. Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem **Acta botanica brasílica**. [s.l.], v.19, n.1, p. 161-165, 2005.
- BARBOSA, V. S., et al. Distribution Pattern of Herbivorous Insects in a Remnant of Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Entomology**. Londrina, v. 34, n. 5, p. 701-711, 2005.

BARROW, L.; PARR, C. L.; KOHEN, J. L. Biogeography and diversity of ants in Purnululu (Bungle Bungle) National Park and Conservation Reserve, Western Australia. **Australian Journal of Zoology**, Australia, v. 54, p. 123 – 136, 2006.

BASTOS, A. H. S. **Diversidade e composição de formigas ponerines (hymenoptera, formicidae, ponerinae) de serapilheira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã, Melgaço, Pará, Brasil.** 2009. 59p. **Dissertação** (Mestrado em Zoologia), Universidade Federal do Pará, Belém.

BENSON, W. W.; HARADA, A. Y. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera: Formicidae). **Acta Amazonica**, v. 18, p. 275-289, 1988.

BIEBER, A. G. D., et al. **Composição, riqueza e diversidade de espécies do Centro de Endemismo Pernambuco.** In: PORTO, K. L.; TABARELLI, M.; ALMEIDA-CORTEZ, J. (Ed.). Recife: Editora Universitária da UFPE, 2006, p.244-262.

BOLTON, B. **Identification guide to the ants genera of the world.** Cambridge: Harvard University Press, 1994, p. 222.

BOLTON, B. Synopsis and classification of Formicidae. **Memoirs of the American Entomological Institute**, v. 71, p. 1-370, 2003.

BOOTH, B. D.; SWANTON, C. J. Assembly theory applied to weed communities. **Weed Science**, **BioOne**, v. 50, p. 2–13, 2002.

BROOKS, T.; RYLANDS, A. B. Species on the brink: critically endangered terrestrial vertebrates. In: GALINDO, C. L.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook.** Washington, Center for Applied Biodiversity Science and Island Press. p. 360-371. 2003.

BRUHL, C. A.; MOHAMED, M.; LINSENMAISR, K. E. Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forest in Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**. v. 15, n. 3, p. 265-277, 1998.

BRUNA, E. M.; FISKE, I. J.; TRAGER, M. Evaluating the effect of habitat fragmentation on plant population: is what we know demographically irrelevant? **Journal of Vegetation Science**, Malden, v.20, p. 569-576, 2009.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in Central Amazônia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**. v. 91, p.151-157, 1999.

CORRÊA, M. M.; FERNANDES, W. D.; LEAL, I. R. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. **Neotropical Entomology**. v. 35, p.724-730, 2006.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. Petrópolis: Vozes, 1973. 472p.

DELABIE, J. H. C.; FOWLER, H. G. Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahian cocoa plantations. **Pedobiologia**, v. 39, p. 423-433, 1995.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. **Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region**. In: AGOSTI, D., et al. (Ed.). Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests. Curtin University press, Perth, Australia. **Bulletin**, v. 18, p. 1-17. 2000.

DÖGE, J. S. **Variação temporal e espacial e influência do desflorestamento e do efeito de borda em assembléias de drosofilídeos de uma área de Mata Atlântica de Santa Catarina, Brasil**. 2006. 191p. **Dissertação** (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DOHM, C., et al. Leaf-cutting ants proliferate in the Amazon: an expected response to forest edge? **Journal of Tropical Ecology**. v. 27, p. 645–649, 2011.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, Cambridge University, Downing Street. Cambridge, v. 81, p. 117–142, 2006.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of Fragmented Populations. **Conservation Biology**. v.8, nº 1, p. 50 - 59, 1994.

FAHRING, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. Ecological Applications. **Plant Ecology**. v. 12, nº 2, p. 346 – 353, 2003.

FALCÃO, P. F., et al. Edge-induced narrowing of dietary diversity in leaf-cutting ants. **Bulletin of Entomological Research**. v. 101, p. 305–311, 2011.

FERREIRA, E. D.; ANGELINI, R.; LOZI, L. R. P. Levantamento da mirmecofauna da superfície do solo em diferentes ambientes do cerrado na área do campus da UEG. In: **IV Seminário de Iniciação Científica**. 2006, Goiás. Disponível em: www.ueg.br www.prp.ueg.br , Acesso em 12/12/11.

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. **Biotropica**. v. 5, p. 2-14, 1973.

FOWLER, H. G. L., et al. Ecologia nutricional de formigas, In: PAZZINI, A. R.; PARRA J. R. P. (Ed.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. São Paulo: Manole Editora, 1991. p. 131-209.

FREITAS, A. V. L., et al. Insetos como indicadores de conservação da paisagem, In: ROCHA, C. F., et al. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima Editora, 2006. p. 357-385.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica** período 2000–2005. São Paulo. 2008.

GASCON, C.; LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central, In: GARAY, I.; DIAS, B. (Ed.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: Avanços conceituais e revisão de novas tecnologias de avaliação e monitoramento**. Petrópolis, Editora Vozes, p. 112-127, 2001.

GASCON, C., et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**. v. 91, p. 223 - 229, 1999.

GIRÃO, L. C., et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **Plos One**, v. 2, n. 9, p. 980, 2007.

GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; LEAL, I. R. Resposta da comunidade de formigas aos atributos dos fragmentos e da vegetação em uma paisagem da Floresta Atlântica nordestina. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 39, n. 6, p. 898 – 905, 2010.

GREENSLADE, P. J. M.; MOTT, J. J. Ants of native and sown pastures in the Katherine area, Northern Territory, Australia (Hymenoptera: Formicidae). **Oecologia**, v. 52, n. 2, p.153-156, 1978.

GRILLO, A.; OLIVEIRA, M. A.; TABARELLI, M. Árvores. In: PÔRTO, K. C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TABARELLI, M. (Eds.). **Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 191–216, 2006.

HANULA, J. L.; WADE, D. D. Influence of longterm dormant-season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. **Forest ecology and management**. v. 175, p.163-184, 2003.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON E.O. **The Ants** Cambridge, Massachusetts: Belknap of Harvard University Press, 1990, 732p.

IBGE. **Atlas Nacional do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1985, 178p.

JEANNE, R. L. A latitudinal gradient in rates of ant predation. **Ecology** v. 60, p. 1211-1224, 1979.

KREBS, C. **Ecological Methodology**. California, Menlo Park, CA, Addison Wesley. 1999, 620 p.

LAURANCE, W. F.; BIERREGARD, R. O. Management and Conservation of Fragmented Communities. **Tropical Forest Remnants Ecology**, University of Chicago Press, Chicago - U.S.A., p. 45 – 54, 1997.

LAURANCE, W. F.; CURRAN, T. J. Impacts of Wind disturbance on fragmented tropical forests: a review and synthesis. **Austral Ecology**, v. 33, p. 399-408, 2008.

LAURANCE, W. F., et al. Rainforest Fragmentation Kills Big Trees. **Nature**, v. 404, p. 836-836, 2000.

LAURENCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, n. 1, p. 77-92, 1991.

LAURENCE, W. F., et al. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Biological Conservation**, New York, v.16, p. 605-618, 2002.

LEAL, I. R.; LOPES, B. C. Estrutura das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. **Biotemas**, v. 5, p. 107-122, 1992.

LEAL, I. R.; FERREIRA, S. O.; FREITAS, A. V. L. Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica, ES, Brasil. **Biotemas**, v. 6, p. 42-53, 1993.

LEAL, I. R. Diversidade de formigas no estado de Pernambuco, In: SILVA, J. M.; TABARELLI, M. (Ed.). **Atlas da biodiversidade de Pernambuco**. Editora da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2002. p. 483-492.

LEAL, I. R., TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. 2003. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife, Brasil. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, 2003, 822p.

LEAL, I. R. Diversidade de formigas em diferentes unidades da paisagem da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife, Editora da Universidade Federal de Pernambuco, 2003b. p.435-460.

LEAL, I. R., et al. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. **Biodiversity Conservation**. v. 19, p. 3347–3360, 2010.

LOPES, A. V., et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1154–1165, 2009.

LOPES, B. C.; LEAL, I. R. Levantamento preliminar de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação em um trecho de mata atlântica, Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. **Biotemas**, v. 4, p. 51-59, 1991.

MACEDO, L. P. M. **Diversidade de formigas edáficas (Hymenoptera: Formicidae) em fragmentos da Mata Atlântica do estado de São Paulo**. 2004. 126 p. Tese (Doutorado em Entomologia). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. Cambridge University, v. 8, p. 97 - 108, 1992.

MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. J. Cambridge University, **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, p. 257-273, 1996.

MARINHO, C. G. S., et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de Cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, v. 3, n. 2, p. 187-195, 2002.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 73, n. 2, p. 181 – 201, 1998.

MCINTYRE, N. E. The ecology of urban arthropods: A review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*, **BioOne**, Arizona State University, v. 93, n. 4, p. 825-835, 2000.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v.132, p. 50 – 60. 2006.

MELO, F. P. L.; LEMIRE, D.; TABARELLI, M. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. **Ecoscience**, v. 14, n. 1, p. 124 – 129, 2007.

METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structure connectivity threshold : an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Ecologica**, v. 18, p. 01 – 12, 1997.

MEYER, S. T.; LEAL, I. R.; WIRTH, R. Persisting Hyper-abundance of Leaf-cutting Ants (*Atta* spp.) at the Edge of an Old Atlantic Forest Fragment. **Biotropica**. v. 41, n. 6, p. 711 – 716, 2009.

MORAIS, H. C. D.; BENSON, W. W. Recolonização de vegetações de cerrado após queimadas, por formigas arborícolas. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 48, p. 459 – 466, 1988.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**. v. 32, p. 786 – 792, 2000.

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

MYERS, N., et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853 – 858, 2000.

NASCIMENTO, A. C. P. **Produção e Aporte de nutrientes da serrapilheira em um fragmento de mata atlântica na REBIO União, Rio de Janeiro: Efeito de Borda.** 2005. 77p. **Dissertação** (Mestrado em Biociências e Biotecnologia). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.

NAVES, M. A. Efeito do fogo na população de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em cerrado do Distrito Federal. In: **Anais do Simpósio Impacto das Queimadas em áreas de cerrado e restinga.** Brasília, UnB, ECL, p. 170-177. 1996.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. A.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**. v. 38, p. 389 – 394, 2004.

PAGLIA, A. P., et al. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. In: **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação.** Curitiba, PR. 2004.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. **Oecologia**, v. 108, n. 3, p. 577-582, 1996.

PERFECTO, I., et al. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. **Biodivers Conservation**, v. 12, p. 1239–1252, 2003.

PORTELA R. C. Q.; SANTOS F. A. M. 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, 2007.

PÔRTO, K. C.; TABARELLI, M.; ALMEIDA-CORTEZ, J. **Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco.** Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2006. 361 p.

RAMOS, L. S., et al. Impacto de iscas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação. **Neotropical Entomology**, v. 32, n.2, p. 231-237, 2003.

RAMOS, V. M., et al. Density and spatial distribution of *Atta sexdens rubropilosa* and *Atta laevigata* colonies (Hym., Formicidae) in Eucalyptus spp. forests. **Sociobiology**, v. 51, p. 775-781, 2008.

RIBEIRO, M. C., et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141 – 1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. 2003. 503 p.

SANTOS, A. M. M., et al. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. **Journal of Biogeography**. v. 34, p. 437 – 446, 2007.

SANTOS, B. A., et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249 – 260, 2008.

SANTOS, M. S., et al. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica na região do Alto do Rio Grande, MG, Brasil. *Iheringia*, **Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 96, n. 1, p. 95-101, 2006.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Biological Conservation**, v. 5, p. 18 - 532. 1991.

SCHOEREDER, J. H., et al. Colonization and extinction of ant communities in a fragmented landscape. **Austral Ecology**, v. 29, p. 391-398, 2004.

SCHUTTE, M. S., et al. Inventário de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em floresta ombrófila de encosta na ilha de Marambaia, Iheringia, **Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 97, n. 1, p. 103-110, 2007.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72 – 73, 2000.

SILVA, P. S. D., et al. Do Leaf-Litter Attributes Affect the Richness of Leaf-Litter Ants? **Neotropical Entomology**, v. 40, n. 5, p. 542-547, 2011.

SILVA, P. S. D., et al. Decreasing abundance of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic forest regeneration. **Journal of Tropical Ecology**. v. 25, p. 223 – 227, 2009.

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. Guild structure in leaf-litter ant communities: A model based on morphology to predict community structure at the 1-m² scale. **Journal of Animal Ecology**. (*in press*), 2007.

SILVA, R. R.; SILVESTRE, R. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em Seara, oeste de Santa Catarina. **Biotemas**, v. 13, n. 2, p. 85-105, 2000.

SILVA, R. R.; SILVESTRE, R. Riqueza da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) que habita as camadas superficiais do solo em Seara, Santa Catarina. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 44, n. 1, p. 1-11, 2004.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**, Freeman, New York, 1995. 285p.

STATSOFT INC. 2001. **Statistica** (Data analysis software system), version 6. Tulsa, OK, Statsoft, Inc.

TERBORGH, J., et al. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923–1926, 2001.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forests: a review of the evidence. *J. Journal of Applied Ecology*, v. 33, n. 2, p. 200 – 209, 1996.

UCHÔA, N. C. A. M. **Integridade, grau de implementação e viabilidade das unidades de conservação de proteção integral na floresta Atlântica de Pernambuco.** 2002. 88p. **Dissertação** (Mestrado em Biologia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

URBAS, P., et al. Cutting more from cut forests — edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants. *Biotropica*, v. 39, p. 489 – 495, 2007.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biological Conservation*, v. 8, p. 409–420, 1999.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; CALIRI, G. J. A. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*, v. 37, p. 508-515, 2000.

VASCONCELOS, H. L.; CARVALHO, K. S.; DELABIE, J. H. C. Landscape modifications and ant communities. In: BIERREGAARD, R. O., et al. (Ed.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest.** Yale, Yale University. cap. 16, p.189-207. 2001.

VASCONCELOS, H. L., et al. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*, v. 33; p. 1348 – 1356; 2006.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro. IBGE, 1991, 123p.

WARD, P. S. Broad-scale patterns of diversity in leaf litter ant communities, In: AGOSTI, D., et al. (Ed.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity.** Smithsonian Institution Press, Washington & London. 2000. p.99-121.

WILSON, E. O. Which are the most prevalent ant genera? **Stud Entomology**, v. 19, p. 187-200, 1976.

WIRTH, R., et al. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge University Press, v. 23, n. 04, p. 501 - 505, 2007.

WIRTH, R., et al. Plant–herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany**, v. 69, n. 4, p. 423 – 448, 2008.

YOUNG, A.; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**, v. 67, p. 63 – 72, 1994.

