

Marcelo Cesar Lima Peres

**Efeito de clareiras naturais sobre as assembléias
de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae)
num trecho de Mata Atlântica**

Salvador

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
BIOMONITORAMENTO

Marcelo Cesar Lima Peres

**Efeito de clareiras naturais sobre as assembléias
de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae)
num trecho de Mata Atlântica**

Tese apresentada ao Instituto de Biologia
da Universidade Federal da Bahia, para a
obtenção de Título de Doutor em
Ecologia.

Orientador(a): Jacques Hubert Charles Delabie

Salvador
2012

Ficha Catalográfica

Peres, Marcelo Cesar Lima

Efeito de clareiras naturais sobre as assembléias de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae) num trecho de Mata Atlântica. 111p.

Tese (Doutorado) - Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia.

1. Perturbação Natural 2. Clareira Natural 3. Aranhas 4. Formigas
I. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Ivan Cardoso do Nascimento

Prof. Dr. Hilton Ferreira Japiassú

Prof. Dr. Miguel Simó

Prof. Dr. Mauro Ramalho

Prof. Dr. Jacques Hubert Charles Delabie
Orientador

Dedico este trabalho às pessoas mais importantes da minha vida, meus pais, Adherbal Peres e Vilma Peres, meus irmãos por me incentivarem sempre neste caminho e, principalmente, a minha esposa, Kátia Benati, que foi fundamental na elaboração deste estudo, e ao meu filho Filipão pelas imensas dosagens de amor diário. Amo Muito Vocês!!!

“Você não sabe o quanto eu caminhei
Pra chegar até aqui
Percorri milhas e milhas antes de dormir
Eu nem cochilei
Os mais belos montes escalei
Nas noites escuras de frio chorei”.

A Estrada – Cidade Negra

“Sem a música, a vida seria um erro.”

Friedrich Nietzsche

“A vida da gente neste mundo, é isso.

Um rosário de Piscadas.

Cada Pisco é um dia.

*Pisca e mama; Pisca e anda; Pisca e brinca; Pisca e estuda; Pisca e ama;
Pisca e cria filhos; Pisca e geme os reumatismos; por fim Pisca pela última
vez e morre.*

- E depois que morre?

- Depois que morre, vira hipótese.

- É OU NÃO É?”

Monteiro Lobato

"A dúvida é o preço da pureza e é inútil se ter certeza"

Humberto Gessinger

AGRADECIMENTOS

Ao orientador, Jacques Delabie, pelas revisões do texto, sempre tão rápido, contributivo (com relevância) e, acima de tudo, muito provocador nos comentários. Muito obrigado pela orientação, apoio e paciência. Você é uma grande referência na minha vida, um GRANDE pesquisador - Que Currículo Lattes impressionante! E com TUDO isso, ainda é uma pessoa simples.

Aos meus pais, Adherbal Peres e Vilma Lima Peres (*in memoriam*). DEUS me deu a saúde. Meus pais a educação, a formação, o caráter, o carinho, o incentivo. Mesmo sem entender nada sobre a Biologia, as clareiras, aranhas ou as formigas, sempre, sempre, sempre foram essenciais na minha formação. Eu não vou esquecer nunca, que devo TUDO a vocês. Como Pai, desejo contribuir com meu filho em pelo menos metade do que vocês foram para mim. Amo vocês de Amor.

A minha esposa, Kátia Benati, pela dedicação, amor, companheirismo, viagens, passeios, "parquinhos", momentos de Rock, and Roll e por fazer parte de minha vida. Além de participar de quase todas as coletas, ainda arrumou um tempinho, entre o trabalho e Felipão, para revisar meus textos. Sempre com comentários relevantes e contributivos. Sem esquecer, o quanto me ajudou nas análises estatísticas, nem sei o que faria sem você nessa parte - "E eu, o que faço com esses números!"... TE AMO DE AMOR.

Ao meu filho, meu Amor, meu Felipão. Você é tudo e mais um pouquinho. A cada sorriso, a cada abraço, a cada gesto... Em todos os momentos mais simples Te Amo, Te Sinto, Te Vivo... Te Amo de Amor Para Sempre. Obrigado por ter me revelado que Vida ainda poderia ser melhor...

Aos meus irmãos, cunhadas e cunhado, (Maurício e Cau), (Cristiano e Lua) e (Moni e Pré). Por sermos essa família maravilhosa. Sempre juntos em bons e maus momentos. Pelas várias idas e vindas à casa de Mau e Cau, recheadas de boa comida, bebida e Rock and Roll. Pelas farras em Sampa, com (Cristiano e Lua) ótimos papos, noite e vinhos. Aos cafés na casa de Moni e Pré, sempre com ovo frito de qualidade (risos) e finalizadas com um ótimo vinho e muita conversa boa. Sem esquecer os maravilhosos abraços "quebra ossos".

Ao meu afilhado, Caio. Seus abraços "quebra ossos" foram ótimas válvulas de escape para o stress. Te amo Muito Moleque!

Ao amigo Marcelão pelas revisões, muitas contribuições e pelo grande apoio sempre... Obrigado negão, você é meu irmão de coração sempre.

Ao amigo Tércio por ajudar sempre, sempre disponível, em todos os momentos, no campo, no laboratório, na tabulação dos dados e na revisão do texto. Bart, simplesmente você foi essencial na construção dessa Tese. Sem esquecer as muitas cervejaSSSSS nas saídas do ECOA, kkkk. Muito obrigado mesmo.

Ao amigo Vinicius "soltão" pela ajuda em campo e laboratório. Mantendo sempre a alegria em alta nas triagens e montagens de formigas. Presença essencial. Quero te ver de volta as pesquisas, você tem um dom, não abdique dele.

Aos amigos Moacir Tinôco e Anderson Abbehusen por viverem comigo esse sonho chamado ECOA. Sem esse sonho, muitas coisas boas não teriam acontecido em nossas vidas de pesquisadores.

A amiga Bel e também pediatra de Felipão. Naquelas horas que o coração apertava porque Felipão tava dodói... Só Bel para tranquilizar a gente, se não a tese encahava... kkkk.

Aos amigos JP e Oliveira-Alves. Pelos incentivos animados... JP valeu pelos artigos enviados, sempre tão úteis.

Aos Amigos Tasso e Marcela pelas noitadas de álcool, ótimo papo e boa música nos fds lá em casa. Sem esquecer o Show do Pearl Jam. Tasso, saudade dos grandes momentos de Whisky (1 litro), Rock and Rool e Ciência, melhor que isso só família.

Aos professores Miguel Simó, Ivan do Nascimento, Mauro Ramalho e Hilton Japyassu por aceitarem o convite de participar da minha banca.

Ao professor Charbel Niño, sua disciplina foi a mais importante na minha formação.

A minha eterna orientadora, Tania Brazil (TKB). Embora não tenha contribuindo diretamente com este trabalho, nunca vou esquecê-la. Foi você que me orientou na graduação e fez toda, toda, toda a diferença. Também não posso esquecer-me do meu orientador do Mestrado, Zé Maria, tanto quanto TKB foi na graduação, você foi no meu mestrado. Simplesmente essenciais na minha formação.

Aos ECOAntes: Tércio, Sheila, Leka, Dani Uzel, Lud, Luciana, Bruno Lordelo, Manú, Diego, Camila Tinôco, N4, Magno, Colares, Liza, Luana, Raiana, Paroli, Matheus, valeu pelas triagens e montagens de formigas.

Aos boleiros do "Baba de Peres". Terça-feira, dia do Baba, dia de relaxar dos perrengues da Tese.

À Universidade Católica do Salvador, minha segunda casa. Pelo apoio total com toda a infraestrutura para as atividades de laboratório e empréstimo de equipamento para as coletas.

À Empresa LACERTA pelo GRANDE apoio logístico.

A Reserva Ecológica Michelin. Pelo excelente apoio e toda a infraestrutura de campo, incluindo alojamento excelente, boa comida e toda a infraestrutura necessária ao desenvolvimento da pesquisa de campo.

Ao amigo Antônio Brescovit (Instituto Butantan) pela identificação das aranhas.

A todos aqueles que não foram citados aqui, mas que de alguma forma contribuíram para o andamento e melhora deste estudo. Obrigado a todos!

E por fim, "às aranhas e formigas que morreram por uma boa causa... Sem elas este estudo não teria acontecido".

Índice

Introdução geral.....	9
Referências Bibliográficas.....	16

CAPÍTULO 1

Formigas (Formicidae) de serrapilheira se distribuem de forma diferenciada entre as zonas internas das clareiras naturais?

Introdução.....	26
Material e Métodos.....	29
Resultados.....	35
Discussão.....	39
Referências Bibliográficas.....	42

CAPÍTULO 2

Efeito de clareiras naturais sobre as assembléias de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae) numa área de Mata Atlântica

Introdução.....	50
Material e métodos.....	54
Resultados.....	63
Discussão.....	88
Referências Bibliográficas.....	100
 Considerações Finais.....	 110

INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais abrigam a maior biodiversidade de árvores do planeta (Burslem *et al.*, 2001). Estas florestas não são homogêneas, pois os distúrbios naturais promovem a heterogeneidade de habitats ao longo do tempo, levando à formação de complexos mosaicos de vegetação (Richard, 1996). Dentre as florestas tropicais, destaca-se a Floresta Atlântica brasileira por abrigar cerca de 20.000 espécies de plantas, sendo 8.000 endêmicas e 2.315 espécies de vertebrados, 725 endêmicas (Conservation Internacional *et al.*, 2012). Muitas destas espécies encontram-se ameaçadas, podendo citar: 55 espécies de aves, 21 de mamíferos e 14 de anfíbios (Conservation Internacional *et al.*, 2012). Apesar desta elevada riqueza em espécies e alto grau de endemismo, historicamente, a floresta atlântica sofreu um intenso e contínuo processo de desflorestamento (Hirota, 2003).

Estudos recentes revelam que, num intervalo de 15 anos (1985-2000), ocorreu a perda drástica de cerca 11.650 km² da cobertura vegetal desta floresta (Hirota, 2003). Este desflorestamento levou a uma redução de cerca 92% de sua área original (Myers *et al.*, 2000), que atualmente restringe-se a apenas 99.944km² (Conservation Internacional *et al.*, 2012). Diante deste panorama, a floresta atlântica figura entre os cinco mais importantes no *ranking* dos 34 *hotspots* mundiais (Mittermeiers *et al.*, 2005).

A floresta atlântica abrange amplas formações vegetais tropicais e subtropicais, revelando uma composição extremamente heterogênea (Tabarelli *et al.*, 2005). A origem desta heterogeneidade está nas perturbações naturais e têm papel relevante na estruturação de comunidades (Levey, 1988; Brandani *et al.*, 1988; Richard, 1996). As perturbações naturais aumentam a heterogeneidade de habitat, permitindo a especialização e a divisão de recursos

entre as espécies, e, portanto, previnem a exclusão competitiva e promovem a diversidade (Connell, 1978; Denslow, 1980; Pickett & White, 1985). A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras, causadas pela queda de uma ou mais árvores, formando uma abertura no dossel (Green, 1996; Richard, 1996).

As clareiras naturais são responsáveis pela regeneração de florestas tropicais, contribuindo de forma significativa para sua diversidade florística (Brokaw, 1982a; Denslow & Hartshorn, 1994). Estas pequenas perturbações têm um papel importante na dinâmica ecológica, influenciando o crescimento das plantas, as estratégias de defesa anti-herbívoros (Coley *et al.*, 1985; Schupp & Feener, 1991) e a diversidade de plantas lenhosas (Schnitzer & Carson, 2001). Este fato está relacionado às condições ambientais (Denslow & Hartshorn, 1994), pois existe uma grande diferença no microclima entre os ambientes de mata madura e de clareira natural (Chazdon & Fetcher, 1984; Levey, 1988; Whitmore *et al.*, 1993), que leva a diferenças substanciais na estrutura e composição da vegetação (Denslow, 1980; Levey, 1988).

A regeneração via clareiras promove regeneração de espécies pioneiras e primárias, provocando mudanças acentuadas na dinâmica das populações de árvores, nas taxas de crescimento e no recrutamento (Brokaw, 1985b). Portanto, tem sido considerado um mecanismo essencial para a manutenção da heterogeneidade estrutura e diversidade das florestas (Denslow, 1980; Whitmore, 1996; Schnitzer & Carson, 2001). A duração da regeneração das clareiras pode ser determinada pela sua superfície (Brokaw, 1985a; Denslow, 1980; Runkle, 1985), relevo (Tabarelli e Mantovani, 1999), severidade do distúrbio (Runkle, 1985) e vegetação pré-existente (Dalling *et al.*, 1998). As clareiras possuem quatro fontes de regeneração (Schnitzer & Carson, 2001). (i) A partir de sementes: surgimento de sítios favoráveis permite a colonização por

pioneiras que compõem o banco de sementes no solo (Baider *et al.*, 1999), presentes antes da abertura da clareira. Estas pioneiras favorecem o estabelecimento de outras, pois criam abrigo para dispersores, promovem melhoria na fertilidade edáfica e fornecem habitats adequados ao recrutamento (Baider *et al.*, 1999). (ii) A regeneração a partir de plântulas ou jovens pré-estabelecidos, quando as plântulas e plantas jovens tolerantes à sombra, presentes no sub-bosque antes da formação da clareira, crescem rapidamente. (iii) A regeneração vegetativa, quando árvores ou arbustos no interior da clareira, ou lianas puxadas pela queda da árvore, produzem numerosos brotos clonais, e (iv) A regeneração a partir da vegetação adjacente, quando lianas, herbáceas e galhos do dossel circundantes preenchem lateralmente o espaço aberto pela clareira.

As clareiras naturais influenciam a distribuição espacial e temporal de plantas e, conseqüentemente, afetam os animais que interagem com estes organismos (Stiles, 1975; Thompson, 1980; Dunn, 2004). Áreas de borda da mata também podem provocar alterações dos processos biológicos (Cerqueira *et al.*, 2005) similares à uma clareira. Com influência direta ou indireta sobre a composição e riqueza em espécies (Murcia, 1995). Por exemplo, Oliveira-Alves *et al.* (2005), observaram que a composição de espécies de aranhas em um fragmento urbano de Mata Atlântica apresentaram baixa similaridade entre borda e interior da mata e a diversidade foi maior na borda. Processos similares são conhecidos para as formigas (Majer *et al.*, 1997). Há necessidade de se investigar se os ambientes de borda podem oferecer ambientes adequados a espécies típicas de clareiras naturais e vice-versa.

Os estudos com clareiras naturais têm sido pouco focados em animais, e com frequência abordam os aspectos estruturais, como área, idade, geometria e tipo de queda, e sobretudo, organismos vegetais (Runkle, 1985; Brokaw, 1982a;

Whitmore, 1996; Armelin & Mantovani, 2001; Lima, 2005). Vários estudos têm verificado influências significativas das clareiras naturais sobre comunidades vegetais. Dentre esses, podemos citar estudos com árvores (Vandermeer *et al.*, 1974; Denslow, 1980), plantas pioneiras (Brokaw, 1982b; Tabarelli & Mantovani, 1999), bambus (Tabarelli & Mantovani, 2000), crescimento de plântulas (Brown, 1996), interação da área da clareira e herbívoros em relação ao crescimento e a sobrevivência de espécies pioneiras (Pearson *et al.*, 2003). Assim, a escassez de estudos avaliando as comunidades animais ocasiona uma lacuna de conhecimento e, por conseguinte, dificulta uma compreensão mais ampla do papel das clareiras na dinâmica ecológica de florestas tropicais. Os estudos com animais, aves (Levey, 1988), formigas (Basu, 1997; Feener & Schupp, 1998; Patrick *et al.*, 2012) e aranhas (Peres *et al.*, 2007; Peres *et al.*, 2010). Nestes estudos, foram encontradas diferenças significativas na estrutura e composição das comunidades de aves e aranhas tecedeiras entre clareiras naturais e florestas maduras (Levey, 1988; Peres *et al.*, 2007). Para as assembléias de formigas, os resultados foram conflitantes. Basu (1997) verificou diferença na riqueza em espécies entre as duas formações. Entretanto, este resultado não foi verificado nos demais estudos (Feener & Schupp, 1998; Patrick *et al.*, 2012), uma vez que estes animais parecem estar mais associados a fatores sazonais e estratos vegetais do que com a formação de clareiras (Feener & Schupp, 1998). Recentemente foi verificado que não existe uma tendência da assembléia de formigas das clareiras se assemelharem às das matas adjacentes à medida que as clareiras envelhecem (Patrick *et al.*, 2012).

As aranhas (Arachnida: Araneae) estão entre os animais mais abundantes e diversos, constituindo a sétima maior ordem animal em riqueza (Coddington & Levi, 1991), com 42.751 espécies descritas (Platnick, 2012). Na estrutura trófica das comunidades, agem como predadores secundários (Riechert & Bishop, 1990;

Wise 1993), regulando direta ou indiretamente a abundância de táxons que atuam em importantes processos ecossistêmicos, como herbivoria, polinização, decomposição e dispersão (Churchill, 1997). As aranhas são consideradas predadores generalistas (Wise, 1993), porém, muitas espécies podem selecionar suas presas (Toft, 1999).

A distribuição e densidade populacional das aranhas estão associadas a fatores ambientais, como temperatura, umidade relativa do ar e luminosidade (Huhta, 1971; Dondale & Binns 1977; Rypstra, 1986), fisionomia, riqueza e composição vegetal (Toti *et al.*, 2000) e também à disponibilidade de presas, inimigos e predadores (Gibson *et al.*, 1992; Wise, 1993; Foelix, 1996). Em florestas tropicais, a estrutura do hábitat influencia a composição e riqueza em espécies das assembléias de aranhas (Uetz, 1991; Santos, 1999). A estrutura da serrapilheira afeta a abundância (Bultman & G.W. Uetz, 1984), a composição e a riqueza em espécies de aranhas (Benati *et al.* 2010; Benati *et al.* 2011). Espécies da família Salticidae apresentam uma estreita relação com arquitetura de bromeliáceas (Romero & Vasconcellos-Neto, 2005). Os distúrbios também podem influenciar as assembléias de aranhas (Coyle, 1981; Kowal & Ralph, 2011).

Assim como as aranhas, as formigas (Hymenoptera: Formicidae) estão entre os animais mais abundantes e diversos (Hölldobler & Wilson, 1990) com 14.893 espécies descritas, sendo que 3.729 ocorrem na Região Neotropical (Bolton, 2012). Para o Brasil, estão descritas 1.033 espécies (Agosti & Johnson, 2005). Especialmente em florestas tropicais, as formigas são um componente importante na serrapilheira (Ward, 2000). Um estudo na Malásia encontrou 104 espécies de formigas, em apenas 20m² de serrapilheira e troncos em decomposição (Agosti *et al.*, 2000). Na Amazônia, em 1m² de solo de floresta de várzea, foram registradas 5.300 formigas, que representaram 8,2% dos artrópodes capturados (Adis *et al.*, 1987). Num fragmento de floresta secundária

do Nordeste Brasileiro foi registrada uma média de 11 espécies de formigas por m² de serrapilheira, e mesmo em cacau, foi registrada uma média de 8,05 espécies por m² (Delabie *et al.*, 2000).

Em escala geográfica, o conhecimento da mirmecofauna ainda apresenta várias lacunas (Ward, 2000). Em escalas menores, estudos indicam que a diversidade de formigas está fortemente correlacionada com a complexidade estrutural do hábitat (Santana-Reis & Santos, 2001; Lassau & Hochuli, 2004; Hites *et al.*, 2005). Em formações de cabruca no sul da Bahia, a estratificação vegetal, a riqueza em espécies de árvores e características da paisagem, como extensão do fragmento, qualidade da matriz e conectividade têm estreita associação com as assembléias de formigas (Delabie *et al.*, 2007).

As atividades de forrageio e a distribuição dos ninhos têm relação com a luminosidade, umidade e temperatura (Levings, 1983; Hölldobler & Wilson, 1990). Numa avaliação em plantio de eucalipto, verificou-se uma associação positiva da diversidade de formigas e o aumento da complexidade da vegetação e da serrapilheira (Matos *et al.*, 1994). Entretanto, um estudo comparando a riqueza de formigas entre eucaliptais e uma área adjacente de cerrado, não verificou diferença significativa, indicando que a riqueza não depende apenas da complexidade dos ambientes (Marinho *et al.*, 2002).

Distúrbios naturais também podem influenciar fortemente a riqueza e composição das assembléias de formigas de serrapilheira (Campos *et al.*, 2007). Por exemplo, numa floresta de coníferas verificou-se que, mesmo após 100 anos da perturbação e regeneração, a assembléia de formigas não se assemelhava à mata madura (Palladini *et al.*, 2007). A biogeografia ecológica e histórica determinam os grupos de formigas que colonizam a serrapilheira (Silvestre *et al.*, 2012). Entretanto, fatores ecológicos locais e perturbações têm um papel efetivo na estruturação e composição da assembléia de formigas de serrapilheira.

Considerando-se: (i) a importância das assembleias de formigas e aranhas na regulação de processos ecossistêmicos (Churchill, 1997; Hölldobler & Wilson, 1990) e (ii) o papel das clareiras naturais na regeneração de florestas tropicais (Brokaw, 1982a; Denslow & Hartshorn, 1994), é importante investigar como estas perturbações influenciam a distribuição espacial e temporal destas assembleias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADIS, J.; MORAIS, J.W. and RIBEIRO, E.F. 1987. Vertical distribution and abundance of arthropods in the soil of a neotropical secondary forest during the dry season. *Studies Neotropical Fauna and Environment*, **22**:189-197
- AGOSTI, D.; MAJER, J.; ALONSO, L.E. and SCHULTZ, T.R. 2000. *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington and London, Smithsonian Institution Press, 280 p.
- ARMELIN, R. and MANTOVANI, W. 2001. Definição de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional das florestas. *Rodriguésia*, **52**:5-15.
- BAIDER, C.; TABARELLI M. and MANTOVANI, W. 1999. O banco de sementes de um trecho de uma floresta atlântica montana (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, **59**(2):319-328.
- BASU, P. 1997. Seasonal and spatial patterns in ground foraging ants in a rain forest in the Western Ghats, India. *Biotropica*. 29:489-500.
- BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; SANTANA, F.D.; BRESCOVIT, A.D. and DELABIE, J.H.C. 2011. Avaliação de duas técnicas de translocação de serrapilheira sobre as assembleias de aranhas (Arachnida: Araneae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Neotropical Biology and Conservation*, **6**(1):13-26.
- BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; TINOCO, M.S. and BRESCOVIT, A.D. 2010. Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. *Neotropical Biology and Conservation*, **5**(1):39-46.
- BOLTON, B. 2012. AntWeb. Copyright© 2002-2008. The California Academy of Sciences, USA. Online available at: <http://www.antweb.org/>; accessed on 27/04/2012.
- BRANDANI, A.; HARTSHORN, G.S., and ORIANI, G.H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology*, **4**:99-119.
- BROKAW, N.V.L. 1982a. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica*, **14**:158-160.
- BROKAW, N.V.L. 1982b. Treefalls: frequency, time, and consequences. In: E. G. Leigh, Jr.; A. S. Rand; D. M. Windsor (eds.). *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-Term Changes*. Washington, *Smithsonian Institution Press*, pp.101-108.

- BROKAW, N.V.L. 1985a. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. *In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (S.T.A. Pickett & P.S. White, eds.). San Diego, Academic Press, pp. 53-69.
- BROKAW, N.V.L. 1985b. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, **66**:682-687.
- BROWN, N. 1996. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap, *Forest Ecology and Management*, **82**, 239-244.
- BURSLEM, D. F.; GARWOOD, N.C. and THOMAS, S.C. 2001. Tropical forest diversity-The plot thickens. *Science*, **291**(5504):606-607.
- BULTMAN, T.L. & G.W. UETZ. 1984. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *American Naturalist Midland*, **111**:165-172.
- CAMPOS, R.B.F.; SCHOEREDER J. H. and SPERBER, C.F. 2007. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. *Basic and Applied Ecology*, **8**:36-43.
- CERQUEIRA, R. BRAND, A.; NASCIMENTO; M.T. and PARDINI, R. 2005. Fragmentação: Alguns Conceitos. *In: Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S. (orgs.). Brasília: 20 ed., MMA/SBF; 510p.
- CHAZDON, R.L. and FETCHER, N. 1984. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rainforest in Costa Rica. *Journal of Ecology*, **72**:553-564.
- CHURCHIL, T.B. 1997. Spiders as ecological indicators: An overview for Australia. *Memoirs of the Museum of Victoria*, **56**(2):331-337.
- CODDINGTON, J.A. and LEVI, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*, **22**:565-592.
- COLEY, P.D.; BRYANT J.P. and CHAPIN, F.S. 1985. Resource availability and plant anti herbivore defense. *Science*, **230**:895-899
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, **199**:1302-1310.
- CONSERVATION INTERNATIONAL. 2012. South America - Atlantic Forest . Online available at: <http://www.antweb.org/>; accessed on 27/04/2012.
- COYLE, F.A. 1981. Effects of clear-cutting on the spiders community of a Southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology*, **9**:285-298.

- DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. and SILVERA, K. 1998. Seed dispersal, Seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. *Journal of Ecology*, **86**:674-689.
- DELABIE, J.H.C; AGOSTI, D. and NASCIMENTO, I.C. 2000. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: D. Agosti, J. Majer, L. Alonso, and T. Schultz, editors. *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests*. Curtin University School of Environmental Biology Bulletin N. 18, Perth, Australia
- DELABIE, J.H.C.; JAHYNY, B.; NASCIMENTO, I.C.; MARIANO, C.S.F. LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S.M. and LEPONCE, M. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. **16**:2359–2384.
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*, **12**:47-55.
- DENSLOW, J.S. and HARTSHORN, G.S. 1994. Treefall Gap Environments and Forest Dynamic Process. In: L. A. McDade; K. S. Bawa; H. A. Hespenheide; G. S. Hartshorn (eds.). *La Selva – Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. Chicago, U.S.A, The University of Chicago Press, pp. 120-128.
- DONDALE, C.D. and BINNS M.R.. 1977. Effect of weather factors on spiders (Araneida) in an Ontario meadow. *Canadian Journal of Zoology*, **55**:1336-1341.
- DUNN, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, **18**(2): 302-309.
- FEENER, JR., D.H. and SCHUPP, E.W. 1998. Effect of treefall gaps on the patchiness and species richness of neotropical ant assemblages. *Oecologia*, **116**(1-2): 191-201.
- FOELIX, R.F. 1996. *Biology of Spiders*. Oxford University Press, 276 p.
- FOURNIER, L.A., 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, **24**:422-423.
- GIBSON, C.W.D.; HAMBLER C. and BROWN, V.K. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology*, **29**:132-142.
- GREEN, P.T. 1996. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. *Journal of Tropical Ecology*, **12**:427-434.

- HIROTA, M.M. 2003. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. *In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook.* Washington, D.C. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, pp. 60-65.
- HITES, N.L.; MOURÃO, M.A.N.; ARAÚJO, F.O.; MELO, M.V.C.; BISEAU, J.C. and QUINET, Y. 2005. Diversity of the ground-dwelling ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) of a moist, montane forest of the semi-arid Brazilian Nordeste. *Revista de Biologia Tropical*. **53**(1-2):165-173.
- HÖLLDOBLER, B. and WILSON, E.O. 1990. *The ants.* Harvard University Press, Cambridge, Mass. 732 p.
- HUBBELL S.P and FOSTER R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. *In: Crawley MJ (ed). Plant ecology.* Blackwell Scientific, Oxford, pp. 77-96.
- HUHTA, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Annales Zoologici Fennici*, **8**:483-542.
- KOWAL, V. and RALPH, C. 2011. Edge effects of three anthropogenic disturbances on spider communities in Alberta's boreal forest. *Journal of Insect Conservation*, **2**:1-15.
- LASSAU, S. A. and HOCHULI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, **27**(2):157-164.
- LEVEY, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology*, **69**:1076-1089.
- LEVINGS S.C. 1983. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs*. **53**:435-455.
- LIMA, R.A.F. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*. **28**(4):651-670.
- MAJER, J.D.; DELABIE, J.H.C. and MCKENZIE, N.L. 1997. Ant litter fauna of forest edge and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. *Insectes Sociaux, Basel- Suíça*. **44**:255-266.
- MATOS, J.Z.; C.N. YAMANAKA; T.T. and CASTELLANI; B.C. LOPES. 1994. Comparação da fauna de formigas de solo em áreas de plantio de *Pinus elliottii*, com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). *Biotemas*. **7**(1-2):57-64.

- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOUREX, J. and da FONSECA, G.A.B. 2005. *Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Washington, Conservation International, 392 p.
- MYERS N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; da FONSECA, G.A.B. and KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**:853–858.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented Forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. **10**:58-62.
- OLIVEIRA-ALVES, A.; PERES, M.C.L.; DIAS, M.A.; CAZAIS-FERREIRA, G.S. and SOUTO, L.R.A. 2005. Estudo da comunidade de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambientes de mata atlântica no Parque Metropolitano de Pituáçu, Salvador, Bahia. *Biota Neotropica*. **5**(n1a): 1-8.
- PALLADINI, J.D.; JONES, M.G.; SANDERS, N.J. and JULES, D.E.S. 2007. The recovery of ant communities in regenerating temperate conifer forest. *Forest Ecology and Management*, **242**:619–624.
- PATRICK, M.; FOWLER, D.; DUNN, R.R. and SANDERS, N.J. 2012 (*in press*). Effects of Treefall Gap Disturbances on Ant Assemblages in a Tropical Montane Cloud Forest. *Biotropica*. 0(0):1-7.
- PEARSON, T.R.H., BURSLEM, D.F.R.P., GOERIZ, R.E. & DALLING, J.W. 2003. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. *Journal of Ecology*. **91**:785-796.
- PERES, M.C.L., J.M.C. SILVA and A.D. BRESOVIT. 2007. The influence of treefall gaps on the distribution of web building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, Northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. **42**:49-60.
- PERES, M.C.L.; SOUZA-ALVES, J.P.; BENATI, K.R., DIAS, M.A.; OLIVEIRA-ALVES, A.; MÁXIMO, C.O. and BRESOVIT. A.D. 2010. Distribution of leaf litter spider (Araneae) in treefall gaps and on adjacent forest in an atlantic rainforest remnant in Bahia State , Brazil. *Revista Biociências Unitaú*, **16**(2):109-115.
- PICKETT, S. T. and WHITE, P. S. 1985. *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. New York, Academic Press. 472 p .
- PLATNICK, N. I. 2012. The World Spider Catalog, Version 12.5 American Museum of Natural History, New York. On line available at <http://>

- <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/COUNTS.html>. accessed on 15/06/2012.
- RICHARD, P.W. 1996. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge, London, Cambridge University Press, 574 p.
- RIECHERT, S.E. and L. BISHOP, L. 1990. Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in a garden test system. *Ecology*. **71**(4):1441-1450.
- ROMERO, G.Q. and VASCONCELLOS-NETO, J. 2005. The effects of plant structure on the spatial and microspatial distribution of a bromeliad-living jumping spider (Salticidae). *Journal of Animal Ecology*. 74:12-21.
- RUNKLE, J.R. 1985. *Disturbance regimes in temperate forests*. In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics (S.T. Pickett and P.S. White, eds.). New York, Academic Press, p. 17-33.
- RYPSTRA, A.L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forests: abundance and environmental correlates. *American Midland Naturalist*. **115**:42-51.
- SANTANA-REIS, V.P.G. & G.M.M. de SANTOS. 2001. Influência da estrutura do habitat em comunidades de formigas em Feira de Santana, Bahia, Brasil. *Sitientibus*. **1**:66-70.
- SANTOS A.J. 1999. Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (Linhares—ES) (MSc thesis). São Paulo: Universidade Estadual de Campinas. 109 p.
- SCHNITZER, S.A. and CARSON W.P. 200. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology*. **82**(4):913-919.
- SCHUPP G.W. and FEENER D.H. JR. 1991. Phylogeny, lifeform, and habitat dependence of ant-defended plants in a Panamanian forest. In: Huxley CR, Cutler DF (ed) *Ant-plant interactions*. Oxford University Press, Oxford, pp. 175-197.
- SILVESTRE, R., DEMÉTRIO, M.F. and DELABIE, J.H.C. 2012. Community Structure of Leaf-Litter Ants in a Neotropical Dry Forest: A Biogeographic Approach to Explain Betadiversity. *Psyche: A Journal of Entomology*, **2**:1-15.
- STILES, F.G. 1975. Ecology, flowering phenology, and hummingbird pollination of some Costa Rica Heliconia species. *Ecology*. **56**:285-301.
- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M. and BEDÊ, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*. **1**(1):132-138.

- TABARELLI, M and W. MANTOVANI. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia*. **59**:251-261.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical Montane rain forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecology*. **148**:149-155.
- THOMPSON, J.N. 1980. Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs. *American Midland Naturalist*. **104**:176-184.
- TOFT, S. 1999. Prey choice and spider fitness. *The Journal of Arachnology*. **27**:301-307.
- TOTI, D.S.; COYLE, F.A. and MILLER, J.A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of Arachnology*. **28**:329-345.
- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. In: *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. (S.A. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinsky, eds.). Chapman & Hall Press, London, pp. 325-348.
- VANDERMEER, J.H.; STOUT, J. and MILLER, G. 1974. Growth rates of *Welfiageorgii*, *Socrateadurissima*, and *Iriarteagigantea* under various conditions in a natural rainforest in Costa Rica. *Principes*. **18**:148-154.
- WARD, P. S. 2000. Broad-Scale Patterns of Diversity in Leaf Litter Ant Communities. In: Ward, P.S.; D. Agosti; J. Majer; L. Alonso and T. Schult. *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Publisher: Smithsonian Institution Press, pp: 99-121.
- WHITMORE, T.C.; BROWN, N.D.; SWAINE, M.D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY C.I. and GONG, W.K. 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, **9**:131-159.
- WHITMORE, T.C. 1990. An Introduction to tropical rain forests. New York, Oxford University Press, 226 p.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: *The ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). Unesco, Paris, pp. 3-39.
- WISE, D.H. 1993. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 328 p.

Manuscrito para apreciação

CAPÍTULO I

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado: **“Formigas (Formicidae) de serrapilheira se distribuem de forma diferenciada entre as zonas internas das clareiras naturais?”**, que se destina à submissão para apreciação e publicação no periódico científico *Neotropical Biology and Conservation*. Os resultados aqui discorridos, assim como a discussão e conclusão derivadas, decorrem do desenvolvimento da presente tese. Os critérios de redação e formatação seguem às normas deste periódico, as quais se encontram disponíveis na íntegra no anexo da tese.

As tabelas e figuras foram inseridas ao longo do texto para facilitar a compreensão dos membros da banca.

Formigas (Formicidae) de serrapilheira se distribuem de forma diferenciada entre as zonas internas das clareiras naturais?

Marcelo Cesar Lima Peres¹ & Jacques Hubert Charles Delabie²

¹Programa de pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento (IB/UFBA).
Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA (ICB/UCSal). e-mail:
mclperes@terra.com.br

²Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, Centro de Pesquisas do
Cacau, C.P. 07,45600-000 Itabuna, Bahia, Brazil, e-mail:
jacques.delabie@gmail.com

Resumo

Este estudo investiga a estrutura e distribuição da assembléia de formigas de serrapilheira entre as zonas internas de clareiras naturais numa área remanescente de floresta atlântica no sul da Bahia. O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Michelin-REM (Igrapiúna-Bahia) num remanescente de 180 ha denominado Mata da Vila Cinco. Foram coletadas amostras de serrapilheira (1m²) nas zonas de raiz, tronco e copa em seis clareiras naturais, totalizando 18m² de serrapilheira que foram submetidas à extração das formigas através de mini-Winkler. Foram registradas 52 espécies de formigas, distribuídas em 23 gêneros e seis subfamílias. 24 espécies ocorreram na zona de raiz, 34 na zona de copa e 30 na zona de tronco. Porém, esta diferença não foi significativa (Anova; $p=0,3073$). Também não houve diferença significativa na composição de espécies comparando as três zonas (MRBP, $p= 0.26497062$). A espessura e pesos da serrapilheira e a luminosidade não diferiram entre as três zonas ($p > 0,05$). Divergindo do que tem sido amplamente observado em organismos vegetais, o zoneamento interno de clareiras naturais pequenas (40 a 80m²) não afeta a estrutura da assembléia de formigas de serrapilheira em floresta atlântica.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, Brasil, seleção de habitat, Formigas de solo e fauna Neotropical.

Are leaf-litter ants (Formicidae) distributed differentially between internal zones of natural treefall gaps?

Abstract

This paper investigates the structure and distribution of the leaf-litter ant assembly between the inner zones of natural treefall gaps in a remnant of Atlantic forest in southern Bahia. The study was conducted in the Ecological Reserve Michelin-REM (Igrapiúna-Bahia) a remnant of 180 ha called Mata da Vila Cinco. Samples of 1m² litter were collected in the root, stem and crown areas in six natural treefall gaps, totaling 18m² of litter from which the ants were extracted using mini-Winkler traps. We recorded 52 ant species distributed in 23 genera and six subfamilies. 24 species occurred in the root zone, 34 in the canopy zone and in 30 trunk area. However, this difference was not significant (ANOVA, $p = 0.3073$). There was no significant difference in species composition among the three zones (MRBP, $p = 0.26497062$). The thickness and weight of the litter layer and the light did not differ between the three areas ($p > 0.05$). Different from what has been widely observed in plant organisms, the internal zoning of small treefall gaps (40 to 80m²) does not affect the structure of the leaf-litter ant assemblage of in the Atlantic forest.

Keywords: *Atlantic Forest, Brazil, habitat selection, Ground-dwelling ants, Neotropical fauna*

INTRODUÇÃO

As perturbações naturais aumentam a heterogeneidade de hábitat, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies, e, portanto, previnem a exclusão competitiva e promovem a diversidade (Connell, 1978; Denslow, 1980; Pickett & White, 1985). A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras, causadas pela queda de uma ou mais árvores. Este processo cria uma abertura no dossel (Green, 1996; Richard, 1996) e promove mudanças significativas na estrutura ambiental destas áreas abertas (Whitmore *et al.*, 1993) que, conseqüentemente, promovem diferenças substanciais na estrutura e composição da vegetação (Denslow, 1980; Levey, 1988).

As alterações desencadeadas pelas clareiras naturais ocorrem de forma complexa no interior das mesmas (Brandani *et al.* 1998; Dalling & Hubbell, 2002), pois diversos componentes interagem, tais como, tipo de queda, tamanho, geometria, substrato e zonação interna (Lima, 2005).

A estrutura da clareira natural define as condições microclimáticas de seu substrato (Orians, 1982; Denslow & Hartshorn, 1994) e, portanto, pode influenciar a colonização, distribuição espacial e temporal das espécies de plantas (Whitmore, 1989; Schnitzer & Carson, 2001). Por conseqüência, pode afetar os animais que interagem com estes organismos (Stiles, 1975; Thompson, 1980; Dunn, 2004).

Dentre os diversos componentes estruturais da clareira natural, a zonação tem papel significativo, pois torna o seu interior muito heterogêneo (Brandani *et al.*, 1988; George & Bazzaz, 1999; Dalling & Hubbell, 2002). A formação de zonas deve exercer algum tipo de influência na distribuição de espécies animais que habitam o interior das clareiras.

As clareiras naturais apresentam a zonação interna dividida em zona de raiz, zona de tronco e zona de copa (Orians, 1982). (1) A Zona da Raiz é típica de clareira com origem por desenraizamento, com solo bastante revolvido (Lawton e Putz, 1988) e intensa luminosidade (Hubbell & Foster, 1986). Portanto, trata-se de uma zona onde as espécies pioneiras se estabelecem preferencialmente (Tabarelli e Mantovani, 1999). (2) A Zona de Tronco (adjacente ao tronco caído) é comum em clareiras de diversas origens (Lima, 2005). Nesta zona o distúrbio do solo é leve e a luminosidade é variável, pois, depende da vegetação sobrevivente (Lima, 2005). (3) A Zona da Copa também é comum em clareiras de diversas origens, corresponde à área atingida pela copa da árvore caída (Lima, 2005). Apresenta distúrbio leve no solo e luminosidade variável (Hubbell & Foster, 1986), semelhante à zona de tronco.

O zoneamento das clareiras promove a colonização espacialmente diferenciada de plantas pioneiras (Putz, 1983; Lawton & Putz, 1988; Brandani *et al.*, 1988; Tabarelli & Mantovani, 1999). Entretanto, não há trabalhos relacionando o zoneamento das clareiras com a distribuição de animais. Os poucos estudos com animais envolvem comparações entre clareiras naturais e florestas maduras. Em vários estudos foram encontradas diferenças significativas na estrutura e composição das comunidades de aves e aranhas teceadeiras entre clareiras naturais e florestas maduras (Levey, 1988; Peres *et al.*, 2007). Já para formigas, os resultados foram conflitantes. Num estudo realizado numa floresta na Índia, a riqueza em espécies diferiu entre as formações de mata e clareira (Basu, 1997). Porém, num estudo feito numa floresta no Panamá, a abundância, riqueza e composição de espécies não diferiram (Feener & Schupp, 1998). Mais recentemente, num estudo realizado numa floresta na Costa Rica, verificou-se que a riqueza estimada (Chao 2) diferiu entre clareira e floresta madura adjacente, embora a composição de espécies não diferiu (Patrick *et al.*, 2012).

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) estão entre os animais mais abundantes e diversos (Hölldobler & Wilson, 1990) com 14.893 espécies descritas, sendo que 3.729 ocorrem na Região Neotropical (Bolton, 2012). Para o Brasil, são descritas 1.033 espécies (Agosti & Johnson, 2005). Estudos indicam que a diversidade de formigas está fortemente correlacionada com a complexidade estrutural do hábitat (Santana-Reis & Santos, 2001; Lassau & Hochuli, 2004; Hites *et al.*, 2005). As atividades de forrageio e a distribuição dos ninhos tem estreita relação com as variações de luminosidade, umidade e temperatura (Levings, 1983; Hölldobler & Wilson, 1990). Distúrbios também influenciam fortemente a riqueza e composição das assembléias de formigas de serrapilheira (Campos *et al.*, 2007).

É amplamente defendido que as clareiras naturais de florestas tropicais têm efeito sobre a distribuição espacial e temporal das plantas, e, portanto, podem afetar os animais que interagem com tais organismos (Stiles, 1975; Thompson, 1980; Scheiner, 1989). O zoneamento das clareiras promove condições microclimáticas diferenciadas no interior das mesmas (Orians, 1982; Whitmore, 1996). Isso permite a colonização diferenciada de plantas pioneiras (Tabarelli & Mantovani, 1999) e cria hábitats diversificados que permitem a coexistência de espécies em nichos distintos (Brandani *et al.*, 1988; Denlow, 1996).

Este estudo investiga a estrutura e distribuição da assembléia de formigas de serrapilheira entre as zonas internas (raiz, tronco e copa) de clareiras naturais numa área remanescente de floresta na mata atlântica no sul da Bahia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Michelin (REM), localizada nos municípios de Igrapiúna e Ituberá (13°50'S 39°10'W), com uma área total de 3.096 ha, localizada a 18 km do litoral (Figura 1). A área da REM é formada por um mosaico vegetacional com diferentes estágios sucessionais, caracterizado por diferentes tipos de perturbações antrópicas provenientes da extração de madeira, e outras formas de pressão antrópica, tais como caça e exploração do palmito, além de algumas áreas convertidas em agricultura e pastagens. Cerca 25% da reserva é destinada à monocultura de seringa (Flesher, 2006).

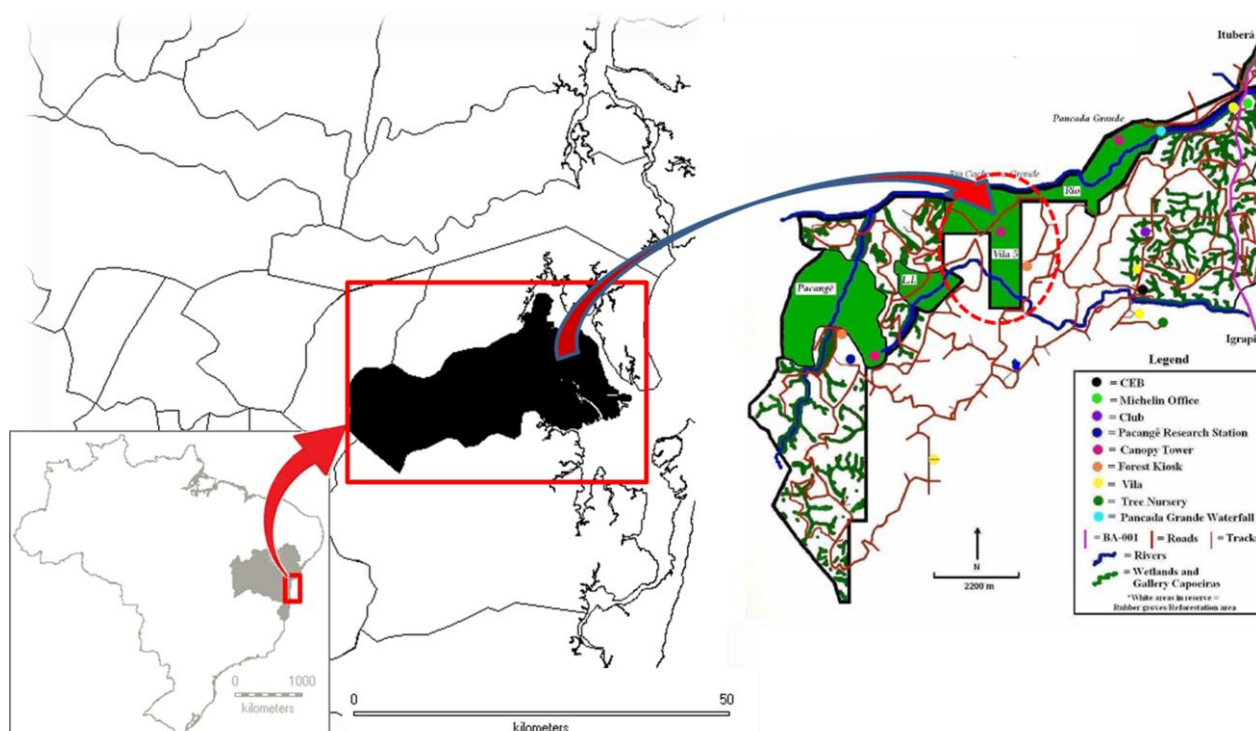


Figura 1: Localização da Reserva Ecológica Michelin (REM) – Igrapiúna (Bahia, Brasil). Os quatro fragmentos florestais da REM estão destacados em verde. Figura adaptada de Flesher (2006).

No interior da REM, a floresta ombrófila compõe um mosaico com os seringais e está dividida em quatro fragmentos: Mata de Pacangê - 550 ha, Mata da Vila Cinco - 180 ha, Mata de Pancada Grande - 172 ha e Mata Luís Inácio - 140 ha (Flesher, 2006) (Figura 1).

O estudo foi realizado na Mata da Vila Cinco. O trecho ao norte constitui-se num mosaico dominado por mata primária madura e jovem (Flesher, 2006), onde o dossel alcança 17-20 m uniformemente. Já o trecho ao sul é constituído por capoeira madura, com árvores entre 8 e 13 m, trepadeiras abundantes e serrapilheira espessa. Nos declives mais elevados há um bloco de mata primária madura com várias árvores longevas. As palmeiras de juçara, bromélias, cipós e outras epífitas são abundantes e bem distribuídas nesta floresta, atravessada por um pequeno rio, dois riachos e várias nascentes. A mata está cercada por plantios de cacau, seringa e banana e ao norte pela "Mata do Rio" (Flesher, 2006) (Figura 2).

A precipitação média anual é de 2.051 mm e a temperatura oscila entre 18° e 30°C, sem período de estiagem (Flesher, 2006). Entre os anos de 1997 e 2002, a precipitação média mensal foi de 168 mm, sendo a mínima em setembro (118 mm) e máxima em março (208 mm). No mesmo período a temperatura variou entre 21° e 29°C (dados climáticos da estação meteorológica da Michelin, localizada dentro da área de estudo).

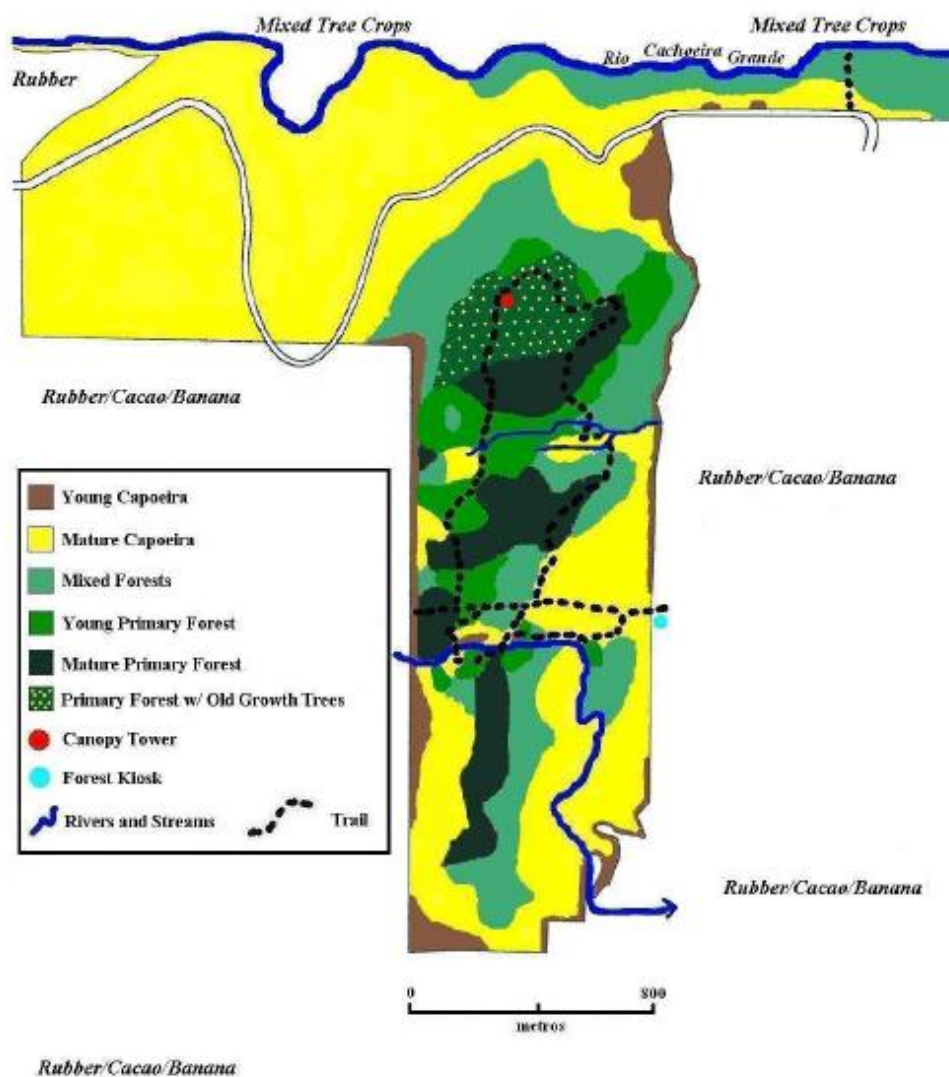


Figura 2: Caracterização vegetal da área da Mata Vila Cinco - Reserva Ecológica Michelin (REM) – Igrapiúna (Bahia- Brasil) (Flesher, 2006).

Delineamento amostral

As clareiras naturais foram localizadas no setor norte da Mata Vila Cinco, num trecho de mata primária madura, com dossel que atinge 18 a 25m. A maioria das árvores locais apresenta DAP acima de 25 cm, com frequência moderada de trepadeiras e densidades de bromélia e outras epífitas entre

moderada a alta, com palmeiras abundantes e vegetação herbácea moderadamente densa (Flesher, 2006).

Foram selecionadas numa primeira fase 15 clareiras naturais com estruturas similares em relação à idade, origem, área e classe de tamanho. Todas tinham, no máximo, um mês de formação, estimada com base nas condições da copa da árvore caída, ou seja, presença de galhada e folhagem verde (ver Tabarelli e Mantovani, 1999). (2) Todas tinham origem no desenraizamento das árvores (ver Brokaw, 1982). (3) Na mesma classe de tamanho (ver Brokaw, 1985), com área mínima de 25m² e máxima de 150 m², estimada com base em Runkle (1981).

Após as categorizações, selecionamos as seis clareiras mais similares em relação à estrutura (idade, origem e tamanho), para as coletas em campo em março de 2009. Em cada clareira foram distribuídos três pontos de 1m² para coleta de serrapilheira totalizando 18m² de amostras. Estes pontos foram distribuídos com base no zoneamento interno proposto por Orians (1982), que estabelece três zonas: raiz, tronco e copa.

Para a distribuição dos pontos amostrais (PA), tomamos como referência a árvore principal - que originou a clareira. Foi definido um ponto amostral em cada zona: (i) zona da raiz (ZR): o PA foi situado na base tronco, adjacente à raiz; (ii) zona do tronco (ZT): o PA foi estabelecido na área adjacente ao centro do tronco da árvore caída e (iii) zona da copa (ZC): o PA foi estabelecido na área central da copa da árvore caída. Os PAs distavam entre si aproximadamente 4 m (Figura 3).

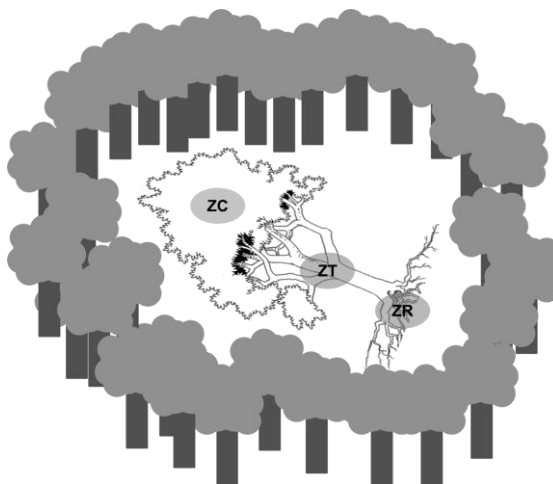


Figura 3: Zoneamento interno das clareiras - Zona da raiz (ZR), zona do tronco (ZT) e zona de copa (ZC). O tracejado representa o contorno hipotético da clareira natural com base na abertura do dossel.

Foram mensuradas três variáveis ambientais nas seis clareiras: espessura e peso da serrapilheira e luminosidade. A espessura da serrapilheira foi aferida em centímetros no centro dos três quadrantes (1m^2) com uma régua plástica, introduzida até alcançar o solo. O peso da serrapilheira foi medido nas amostras de 1m^2 . A luminosidade foi aferida em lux, no centro dos quatro quadrantes utilizados para coletar as amostras de serrapilheira. Utilizou-se um luxímetro digital posicionado no centro de cada quadrante a 1 metro acima do substrato.

As formigas foram extraídas das amostras de serrapilheira com armadilhas do tipo mini-Winkler (ver Bestelmeyer *et al.*, 2000). Em cada ponto amostral, foi recolhido 1m^2 de serrapilheira que foi peneirado no local. No laboratório, o material resultante foi colocado no mini-Winkler, durante 24h. Em serrapilheira de floresta atlântica é possível extrair 90% das espécies de formigas em 24h de exposição (Delabie *et al.*, 2000). Desta forma, no intuito de reduzir o tempo de estadia em campo e aumentar o número de amostras, adotamos o período de 24h para extração de formigas na armadilha.

As formigas foram identificadas e depositadas na coleção entomológica da CEPLAC, Ilhéus, Bahia (curador: Dr. Jacques Delabie).

Análises estatísticas

Considerando-se o comportamento social das formigas, a matriz de espécies foi construída com base na presença (1) ou ausência (0) da espécie em cada ponto amostral (ver Longino, 2000). Esta matriz foi utilizada para comparar a composição em espécies de formigas entre as três zonas internas (zona de raiz, de tronco e de copa) das clareiras naturais. Aplicamos o Procedimento de Permutação e Resposta Múltipla em bloco (MRBP), através do programa (PC-ORD© 6.0) (McCune & Mefford, 1999), utilizando a distância de *Sorensen* (Bray-Curtis). Utilizamos o MRBP (=MRPP em blocos) para retirar o efeito de dependência espacial entre as amostras, que distavam em apenas 4 m entre si. Os valores foram padronizados ($n/\text{soma}(n)$) pelo programa e o nível de significância adotado foi de 0,05. Quando ocorreu diferença significativa entre as três zonas da clareira, verificamos os resultados das comparações par-a-par apresentadas no *output* da análise.

A riqueza em espécies de formigas foi comparada, entre as três zonas, através do teste ANOVA para medidas repetidas, utilizando-se o programa GraphPad InStat 3.0. O mesmo teste foi aplicado para comparar, entre as três zonas, a espessura e peso da serrapilheira e a luminosidade. Este teste foi aplicado devido à dependência espacial entre as amostras.

RESULTADOS

ESTRUTURA DAS CLAREIRAS NATURAIS - Foram avaliadas seis clareiras naturais de acordo com Runkle (1981). Com áreas entre 40 e 80 m² e, portanto, inseridas na classe de tamanho pequeno (< 150m² - ver Brokaw, 1985). As seis clareiras tiveram origem por desenraizamento, foram classificadas como recentes e com a altura do dossel adjacente entre 25 e 30m (ver Tabarelli & Mantovani, 1999).

A espessura e peso da serrapilheira, assim como, a luminosidade, não diferiram significativamente entre as zonas internas (F= 0,1438; p= 0,8675), (F= 0,3553; p= 0,9654), (F= 2.864; p= 0,1039), respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1: Média e desvio padrão da espessura e peso da serrapilheira e luminosidade nas zonas internas de clareiras naturais, na Mata da Vila Cinco-Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). ZR= zona de raiz, ZT= zona de tronco e ZC= zona de copa. Dados coletados em maio de 2009

Variáveis ambientais	ZR	ZT	ZC
Espessura da serrapilheira (cm)	3,9 (1,1)	3,7 (0,7)	4,1 (2,4)
Peso da serrapilheira (g)	1815 (576)	1795 (363)	1736 (740)
Luminosidade (LUX)	1823 (597)	1924 (489)	2405 (696)

ASSEMBLÉIA DE FORMIGAS - Foram coletadas 52 espécies de formigas, distribuídas em seis subfamílias. A subfamília Myrmicinae teve 34 espécies, seguida por Ponerinae (n= 10). Foram registradas 34 espécies na zona de copa, 29 na zona de tronco e 24 na zona raiz (Tabela 2). Entretanto, esta diferença não foi significativa (F= 1.331; p=0,3073). As espécies com maior frequência (0-100%, n=18) nas clareiras naturais foram: *Nylanderia fulva* (56%), *Pheidole flavens* (44%), *Pheidole* sp.4 gp. *tristis* (39%), *Strumigenys denticulata* (39%).

A espécie *Pheidole* sp.4 gp. *tristis* foi mais frequente em zona de tronco. A *N. fulva* em zona de copa e raiz, *P. flavens* em zona de tronco e *S. denticulata* na zona de copa. Com exceção de *Pheidole* sp.4 gp. *tristis*, que não ocorreu na zona de raiz, as demais espécies ocorreram nas três zonas da clareira, variando apenas na sua frequência (Tabela 2).

Considerando os gêneros das quatro espécies com maior frequência, *Pheidole* foi o que apresentou a riqueza em espécies mais elevada, com nove espécies e frequência de 83%. O gênero *Strumigenys* apresentou três espécies, com frequência de ocorrência de 56% e *Nylanderia* apenas duas espécies, porém com alta frequência de ocorrência (83%).

Tabela 2: Frequência (0- 100%, n = 18) das espécies de formigas na Mata da Vila Cinco - Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). ZR= zona de raiz, ZT= zona de tronco e ZC= zona de copa. Dados coletados em maio de 2009.

	ZC	ZR	ZT	Geral
AMBLYOPONINAE				
<i>Prionopelta antillana</i> Forel 1909	-	-	11	11
DOLICHODERINAE				
<i>Dolichoderus imitator</i> (Emery 1894)	-	6	6	11
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius 1793)	6	-	-	6
ECTATOMMINAE				
<i>Gnamptogenys mediatrix</i> Brown 1958	6	-	-	6
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel 1912)	-	-	6	6
<i>Gnamptogenys regularis</i> Mayr 1870	6	-	-	6
FORMICINAE				
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr 1862)	22	22	11	56
<i>Nylanderia guatemalensis</i> (Forel 1885)	11	11	6	28

Tabela 2 – continuação

	ZC	ZR	ZT	Geral
MYRMICINAE				
<i>Acanthognathus ocellatus</i> Mayr, 1887	6	-	-	6
<i>Apterostigma andense</i> Lattke 1977	-	-	6	6
<i>Apterostigma auriculatum</i> Wheeler 1925	6	-	-	6
<i>Apterostigma urichi</i> Forel 1893	-	-	6	6
<i>Basiceros balzani</i> (Emery 1894)	-	-	6	6
<i>Carebara</i> sp.	-	6	-	6
<i>Crematogaster limata</i> Smith 1858	22	6	-	28
<i>Crematogaster victima</i> Smith 1858	-	6	-	6
<i>Cyphomyrmex minutus</i> Mayr 1862	6	11	6	22
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery 1894	6	-	-	6
<i>Hylomyrma immanis</i> Kempf 1973	-	-	6	6
<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf 1961	11	-	6	17
<i>Megalomyrmex goeldii</i> (Forel 1912)	6	17	6	28
<i>Mycocepurus smithii</i> (Forel 1893)	-	6	-	6
<i>Pheidole arhuaca</i> Forel 1901	6	-	-	6
<i>Pheidole flavens</i> Roger 1863	11	11	22	44
<i>Pheidole midas</i> Wilson 2003	11	6	6	22
<i>Pheidole pholeops</i> Wilson 2003	-	-	6	6
<i>Pheidole sospes</i> Forel 1908	6	6	-	11
<i>Pheidole</i> gp. <i>flavens</i> sp.3	-	6	6	11
<i>Pheidole</i> gp. <i>tristis</i> sp.4	17	-	22	39
<i>Pheidole</i> gp. <i>fallax</i> sp.5	6	-	-	6
<i>Pheidole</i> gp. <i>fallax</i> sp.6	6	-	6	11
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	11	-	-	11
<i>Solenopsis</i> sp.1	6	6	-	11
<i>Solenopsis</i> sp.2	-	6	6	11
<i>Solenopsis</i> sp.3	-	17	6	22
<i>Solenopsis</i> sp.4	11	-	-	11

Tabela 2 – continuação

	ZC	ZR	ZT	Geral
<i>Solenopsis virulens</i> (Smith 1858)	-	-	6	6
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr 1887	17	11	11	39
<i>Strumigenys eggersi</i> Emery 1890	6	-	-	6
<i>Strumigenys elongata</i> Roger 1863	6	-	-	6
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	6	-	-	6
<i>Wasmannia lutzi</i> Forel 1908	-	6	6	11
PONERINAE				
<i>Hypoponera foreli</i> (Mayr 1887)	6	6	1	11
<i>Hypoponera</i> sp.1	-	11	6	17
<i>Hypoponera</i> sp.2	6	-	6	11
<i>Hypoponera</i> sp.3	11	11	-	22
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus 1758)	6	11	6	22
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel 1905	6	11	11	28
<i>Pachycondyla constricta</i> (Mayr 1884)	6	-	-	6
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius 1804)	11	6	-	17
<i>Pachycondyla laevigata</i> (Smith 1858)	6	-	6	11
<i>Pachycondyla venusta</i> (Forel 1912)	-	-	6	6
Riqueza em espécies	34	24	29	52

Não houve diferença significativa (MRBP: $p= 0.26497062$, $A= 0.00485338$, $T= -0.61530587$) na composição de espécies de formigas entre as zonas internas das clareiras naturais (raiz, tronco e copa).

DISCUSSÃO

O alto número de espécies nas subfamílias Myrmicinae e Ponerinae já havia sido reportado na REM (Resende *et al.*, 2011). Myrmicinae tem 6.087 espécies descritas, sendo globalmente a subfamília mais diversa de formigas (Bolton, 2012). O gênero *Pheidole* é comumente relatado em diversos estudos como mais rico em número de espécies (Marinho *et al.* 2002; Delabie *et al.*, 2006; Pacheco, 2009; Silvestre *et al.*, 2012). O gênero *Strumigenys* é diverso em florestas tropicais onde ocorrem dezenas de espécies na serrapilheira (Brown Jr, 2000), utilizando esse micro-habitat para nidificação e forrageio (Fernandez, 2003). São predadores especializados em colêmbolas (Fowler *et al.*, 1991; Kaspari, 2000). Um estudo realizado na Reserva Ecológica Michelin apontou *Pheidole* e *Strumigenys* como os gêneros mais ricos localmente (Resende *et al.*, 2011). *Nylanderia* é o quinto gênero mais frequente registrado em serrapilheira no mundo, sendo bem distribuídos em florestas tropicais (Ward, 2000). São formigas que nidificam na serrapilheira ou na madeira podre (Hölldobler & Wilson, 1990). Em suma, os gêneros mais frequentes e que apresentaram maior riqueza em espécies são reportadas como dominantes em serrapilheira de florestas tropicais.

O zoneamento das clareiras promove a colonização diferenciada por diferentes espécies ou grupos vegetais (Brandani *et al.*, 1988). Na medida que oferecem sítios distintos para o estabelecimento de plântulas e afetam a distribuição de espécies pioneiras (Putz, 1983; Lawton & Putz, 1988; Tabarelli & Mantovani, 1999). Contudo, não encontramos relação entre a distribuição das formigas de serrapilheira e o zoneamento interno das clareiras naturais. Este resultado é intrigante, visto que, as formigas apresentam associação com organismos vegetais (Schupp & Feener, 1991; Quintero *et al.*, 2012) e

respondem a distúrbio no solo e na luminosidade (Kaspari & Weiser, 2000; Campos *et al.*, 2007), que diferem entre as zonas internas das clareiras (Orians, 1982; Brandani *et al.*, 1988). A luminosidade afeta a atividade de forrageamento e distribuição de ninhos de formigas (Levings, 1983; Hölldobler & Wilson, 1990; Kaspari & Weiser, 2000) e os distúrbios naturais influenciam fortemente a riqueza e composição das formigas de serrapilheira (Campos *et al.*, 2007). A complexidade estrutural do habitat tem estreita relação com a diversidade de formigas (Delabie *et al.*, 2007), portanto, esperava-se que a assembléia de formigas diferísse entre as três zonas internas. No entanto, também não observamos diferença da luminosidade e espessura da serrapilheira entre as três zonas, contrapondo Orians (1982) e Brandani *et al.* (1988). Esta falta de diferenciação nestas variáveis ambientais pode explicar a falta de resposta de formigas ao zoneamento internos das clareiras.

A priori nossos resultados revelam que a distribuição de formigas de serrapilheira não responde à heterogeneidade interna das clareiras naturais em floresta tropical. Diferente do que tem sido amplamente observado para organismos vegetais em clareiras maiores que 150m² (Putz, 1983; Lawton & Putz, 1988; Brandani *et al.*, 1988; Tabarelli & Mantovani, 1999). Entretanto, (i) O tamanho reduzido das clareiras naturais estudadas (40 a 80 m²) contribui para a falta de diferenciação das variáveis ambientais (luminosidade e serrapilheira) entre as zonas (Denslow, 1980). Além disso, em comparação às comunidades vegetais, as formigas têm (ii) alta capacidade de dispersão e (iii) elevadas taxas de crescimento, logo, estes organismos respondem de maneira diferenciada aos distúrbios (Andersen, 1985).

Em suma, defendemos que o zoneamento interno de clareiras naturais de pequenas dimensões (< 150m²) não afeta a estrutura da assembléia de formigas de serrapilheira em floresta atlântica. Portanto, para avaliações destes

organismos neste tipo de clareira natural, não é necessário amostrar as três zonas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTI, D. & JOHNSON N.F. Editores. 2005. Antbase. World Wide Web publicação eletrônica. Versão antbase.org, (05/2005) . Online available at: <http://antbase.org/>; accessed on 27/04/2012.
- ANDERSEN, A. N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, **22**:15–29.
- BASU, P. 1997. Seasonal and spatial patterns in ground foraging ants in a rain forest in the Western Ghats, India. *Biotropica*, **29**:489–500.
- BESTELMEYER, BT; AGOSTI, D; ALONSO, L.E.; BRANDÃO, C.R.F.; BROWN, W.L., Jr; DELABIE, J.H.C. and SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-living ants: an overview, description, and evaluation. In: *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. In: J.D Agosti; L. Majer; A. Tennant and T. Schultz (eds.), Smithsonian Institution, Washington, pp.122-144.
- BOLTON, B. 2012. Ant Web. Copyright© 2002-2008. The California Academy of Sciences, USA. Online available at: <http://www.antweb.org/>; accessed on 27/04/2012.
- BRANDANI, A.; HARTSHORN, G.S. and ORIANI, G.H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rican tropical wet forest. *Journal of Tropical Ecology*, **4**:99-119.
- BROKAW, N.V.L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica*. **14**:158-160.
- BROWN Jr, W.L. 2000. Diversity of Ants. In: *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. In: J.D Agosti; L. Majer; A. Tennant and T. Schultz (eds.), Smithsonian Institution, Washington, pp. 45-79.
- CAMPOS, R.B.F.; SCHOEREDER J. H. and SPERBER, C.F. 2007. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. *Basic and Applied Ecology*, **8**:36-43.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*. **199**:1302-1310.
- DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. and SILVERA, K. 1998. Seed dispersal, Seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. *Journal of Ecology*, **86**:674-689.

- DELABIE, J.H.C.; AGOSTI, D. and NASCIMENTO, I.C. 2000. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: D. Agosti, J. Majer, L. Alonso, and T. Schultz, editors. *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests*. Curtin University School of Environmental Biology Bulletin N. 18, Perth, Australia
- DELABIE, J.H.C.; PAIM, V.R.L.M.; NASCIMENTO, I.C.; CAMPIOLO, S. and MARIANO, C.S.F. 2006. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. *Neotropical Entomology*, **35**(5):602-615.
- DELABIE, J.H.C.; JAHYNY, B.; NASCIMENTO, I.C.; MARIANO, C.S.F. LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S.M. and LEPONCE, M. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. **16**:2359–2384.
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*. **12**:47-55.
- DENSLOW, J.S. and HARTSHORN, G.S. 1994. Treefall Gap Environments and Forest Dynamic Process. In: L. A. McDade; K.S. Bawa; H.A. Hespenheide; G.S. Hartshorn (eds.). *La Selva- Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. Chicago, U.S.A. The University of Chicago Press, pp. 120-128.
- DUNN, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, **18**(2): 302-309.
- FEENER JR., D.H. and SCHUPP, E.W. 1998. Effect of treefall gaps on the patchiness and species richness of neotropical ant assemblages. *Oecologia*. **116**(1-2):191-201.
- FERNÁNDEZ, F (2003) Subfamilia Formicinae. In: Fernández, F (2003) *Introducción a las Hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, Bogotá, Colombia. 398 p.
- FLESHER, K. M. 2006. The biogeography of the medium and large mammals in a human dominated landscape in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil: evidence for the role of agroforestry systems as wildlife habitat. Tese (Doutorado). Program in Ecology and Evolution. School - New Brunswick Rutgers, The State University of New Jersey. 624p
- FOWLER, H.G.; FORTI, L.C.; BRANDÃO, C.R.F.; DELABIE, J.H.C. and VASCONCELOS, H.L. 1991. Ecologia Nutricional de formigas. In: PANIZZII A.R.,

- PARRA J.R.P. (eds.), *Ecologia Nutricional de Insetos e suas Implicações no Manejo de Pragas*, Ed. Manole e CNPq, SP, p. 131–223.
- GREEN, P.T. 1996. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. *Journal of Tropical Ecology*. **12**:427-434.
- HITES, N. L.; MOURÃO, M. A. N.; ARAÚJO, F. O.; MELO, M. V. C.; BISEAU, J.C. and QUINET, Y. 2005. Diversity of the ground-dwelling ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) of a moist, montane forest of the semi-arid Brazilian Nordeste. *Revista de Biologia Tropical*. **53**(1-2):165-173.
- HÖLLDOBLER, B. and WILSON, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press, Cambridge, Mass. 732 p.
- HUBBELL S.P and FOSTER R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. *In*: Crawley MJ (ed) *Plant ecology*. Blackwell, Oxford, pp 77-96.
- KASPARI, 2000. A primer on ant ecology. *In*: J.D Agosti; L. Majer; A. Tennant and T. Schultz (eds.), *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution, Washington, pp. 9-24.
- KASPARI, M. and WEISER, M.D. 2000. Ant activity along moisture gradient in a Neotropical forest. *Biotropica*, **32**:703–711.
- LASSAU, S. A. and HOCHULI, D. F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*. **27**(2):157–164.
- LAWTON, R.O. and PUTZ, F.E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology*, **69**:764-777.
- LEVEY, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology*. **69**:1076-1089.
- LEVINGS S.C. 1983. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs*. **53**:435-455.
- LIMA, R.A.F. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*. **28**(4):651-670.
- LONGINO, J. T. 2000. What to do with the data. *In*: D. AGOSTI; J.D. MAJER; L. E. ALONSO and T. R. SCHULTZ (eds.). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, p.186-203.
- MARINHO, C.G.S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J.H.C.; SCHLINDWEIN M.N. and RAMOS L.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da

- serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado em Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, **3**:187-195.
- McCUNE, B. and MEFFORD., M. J. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.25, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- ORIAN, G.H. 1982. The influence of tree-falls in tropical forest in tree species richness. *Tropical Ecology*, **23**:255-279.
- PACHECO, R.; SILVA, R.R.; MORINI M.S.C and BRANDÃO, C.R.F. 2009. A Comparison of the Leaf Litter Ant Fauna in a Secondary Atlantic Forest with an Adjacent Pine Plantation in Southeastern Brazil. *Neotropical Entomology*, **38**(1):55-65.
- PATRICK, M.; FOWLER, D.; DUNN, R.R. and SANDERS, N.J. 2012 (in press). Effects of Treefall Gap Disturbances on Ant Assemblages in a Tropical Montane Cloud Forest. *Biotropica*, 1:7.
- PERES, M. C. L., J. M.C. SILVA & A. D. BRESCOVIT. 2007. The influence of treefall gaps on the distribution of web building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, Northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **42**: 49-60.
- PICKETT, S. T. and WHITE, P. S. 1985. *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. New York, Academic Press. 472 p.
- PUTZ, F.E. 1983. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, **64**:1069-1074.
- QUINTERO, A.M.; BECKER, V.O. and DELABIE J.H.C. 2012. Ant (Formicidae) Assemblages Associated With *Piper* Spp. (Piperaceae) In The Undergrowth Of An Atlantic Rainforest Remnant In Southeastern Bahia, Brazil. *Sociobiology*, **59**(3):1-14.
- RESENDE, J.J.; SANTOS, G.M.M.; NASCIMENTO, I.C.; DELABIE. J.H.C. AND SILVA, E. M. 2011. Communities of Ants (Hymenoptera – Formicidae) in Different Atlantic Rain Forest Phytophysionomies. *Sociobiology*, **58**(3):770-799.
- RICHARD, P.W. 1996. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge, London, Cambridge University Press, 574 p.
- RUNKLE, J.R. 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology*, **62**(4): 1041-1051.

- RUNKLE, J.R. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. *In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (S.T. Pickett and P.S. White, eds.). New York, Academic Press, p. 17-33.
- SANTANA-REIS, V.P.G. & G.M.M. de SANTOS. 2001. Influência da estrutura do habitat em comunidades de formigas em Feira de Santana, Bahia, Brasil. *Sitientibus*, **1**:66-70.
- SCHNITZER, S.A. & W.P. Carson (2001). Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology*, **82**(4):913-919.
- SILVESTRE, R., DEMÉTRIO, M.F. and DELABIE, J.H.C. 2012. Community Structure of Leaf-Litter Ants in a Neotropical Dry Forest: A Biogeographic Approach to Explain Betadiversity. *Psyche: A Journal of Entomology*, **2**:1-15.
- STILES, F.G. 1975. Ecology, flowering phenology, and hummingbird pollination of some Costa Rica Heliconia species. *Ecology*, **56**:285-301.
- TABARELLI, M and W. MANTOVANI. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia*, **59**:251-261.
- THOMPSON, J.N. 1980. Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs. *American Midland Naturalist*, **104**:176-184.
- WARD, P. S. 2000. Broad-Scale Patterns of Diversity in Leaf Litter Ant Communities. *In: Ward, P.S.; Agosti, D.; Majer, J.; Alonso, L.; Schult, T. Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity.* Publisher: Smithsonian Institution Press, pp: 99-121.
- WHITMORE, T.C.; BROWN, N.D.; SWAINE, M.D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY C.I. and GONG, W.K. 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, **9**:131-159.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. *In: The ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). Unesco, Paris, pp. 3-39.

Manuscrito para apreciação

CAPÍTULO II

Este capítulo apresenta o manuscrito intitulado: **“Efeito de clareiras naturais sobre as assembléias de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae) numa área de Mata Atlântica”**, que se destina à submissão para apreciação e publicação no periódico científico *Forest Ecology and Management*. Os resultados aqui discorridos, assim como a discussão e conclusão derivadas, decorrem do desenvolvimento da presente tese. Os critérios de redação e formatação seguem às normas deste periódico, as quais se encontram disponíveis na íntegra no anexo da tese.

As tabelas e figuras foram inseridas ao longo do texto para facilitar a compreensão dos membros da banca.

Efeito de clareiras naturais sobre as assembléias de formigas (Formicidae) e aranhas (Araneae) numa área de Mata Atlântica

Marcelo Cesar Lima Peres¹ & Jacques Hubert Charles Delabie²

¹Programa de pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento (IB/UFBA). Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA (ICB/UCSal). e-mail: mclperes@terra.com.br

²Laboratório de Mirmecologia, Convênio UESC/CEPLAC, Centro de Pesquisas do Cacau, C.P. 07,45600-000 Itabuna, Bahia, Brazil e-mail: delabie@cepec.gov.br

Resumo

Este estudo investiga o efeito espacial e temporal das clareiras naturais sobre as assembléias de formigas e aranhas numa área remanescente de floresta atlântica no sul da Bahia (Brasil). O estudo foi realizado, entre junho de 2009 e outubro de 2010 (16 meses), na Reserva Ecológica Michelin- REM (Igrapiúna-Bahia), num remanescente de 180 ha denominado Mata da Vila Cinco. Foram coletadas amostras de serrapilheira (50 x 50 cm²) em cinco formações de clareira natural (< 150 m²), em cinco trechos de mata primária adjacente e em cinco trechos de borda interna da floresta. As 480 amostras de serrapilheira foram submetidas à extração das formigas através da armadilha mini-Winkler. Foram registradas 143 espécies de formigas, distribuídas em 41 gêneros e nove subfamílias. 102 espécies ocorreram na clareira, 103 na mata adjacente e 113 na borda. Entre as aranhas, foram 87 espécies na clareira, 92 na mata e 90 na borda, num total de 128 espécies e morfoespécies, distribuídas em 41 famílias. A riqueza em espécies de formigas, observada e estimada (Jackknife de segunda ordem) foram mais elevadas na borda ($p < 0,01$), a riqueza de aranhas não diferiu entre as formações ($p > 0,05$). A estrutura do habitat diferiu significativamente entre as três formações (MRPP, $p < 0,01$) e também ao longo do envelhecimento das clareiras (MRBP, $p < 0,01$). Houve diferença significativa na composição de espécies de aranhas e formigas comparando as três formações (MRPP, $p < 0,05$). Em relação ao efeito temporal das clareiras naturais sobre as assembléias de formigas e aranhas, os resultados foram antagônicos. A composição em espécies de aranhas variou ao longo do envelhecimento das clareiras (MRBP, $p < 0,05$), mas a composição da mirmecofauna não mudou (MRBP, $p > 0,05$). Defendemos que as clareiras naturais desempenham um papel acentuado na dinâmica espacial das assembleias de aranhas e formigas e na distribuição temporal de aranhas em escala local, embora, o efeito temporal ainda deve ser avaliado. Por fim, a importância das clareiras naturais na prevenção da exclusão competitiva é ratificada.

Palavras-chave: *Floresta Atlântica, seleção de habitat, efeito de borda, Formigas de solo e fauna Neotropical.*

Effect of treefall gaps on ant (Formicidae) and spider (Araneae) assemblages in an Atlantic Forest area

Abstract

This study investigates the effect of spatial and temporal gaps on the natural assemblage of ants and spiders in a remnant area of Atlantic forest in southern Bahia (Brazil). The study was conducted in the Ecological Reserve Michelin-REM (Igrapiúna-Bahia), a remnant of 180 ha of forest called *Mata da Vila Cinco*. Samples were collected in litter (50 x 50 cm²) in five formations of treefall gaps (<150 m²), in five adjacent primary forest plots and five plots of the inner edge. Between June 2009 and October 2010 (16 months), 480 m² of leaf litter were collected, which were extracted from ants using mini-Winkler traps. We recorded 144 species of ants distributed among 41 genera and nine subfamilies. 103 species occurred in the clearing, 104 in the adjacent forest and 114 in the edge. Among the spiders, 87 species were collected in the clearing, 92 in the adjacent forest and 90 in the edge, in a total of 128 species and morphospecies, distributed in 41 families. The observed and estimated (second-order Jackknife 2) ant species richness was higher on the edge ($p < 0.01$), the spider richness did not differ between formations ($p > 0.05$). The habitat structure differed significantly between the three configurations (MRPP, $p < 0.01$) and also during the aging of gaps (MRBP, $p < 0.01$). There were significant differences in species composition of spiders and ants, comparing the three configurations (MRPP, $p < 0.05$). Regarding the effect of temporal gaps on natural assemblages of ants and spiders, results were antagonistic. The species composition of spiders changed varied according the aging of gaps (MRBP, $p < 0.05$), but the composition of the ant fauna did not (MRBP, $p > 0.05$). We argue that the treefall gaps play a role in the spatial dynamics of spider and ant assemblages and the temporal distribution of spiders on a local scale, although the time effect should still be evaluated. Finally, the importance of treefall gaps in the prevention of competitive exclusion is ratified.

Keywords: *Atlantic Forest, habitat selection, edge effect, Ground-dwelling ants, Neotropical fauna*

INTRODUÇÃO

O papel das perturbações naturais é amplamente reconhecido na estruturação biológica de comunidades em florestas tropicais (Levey, 1988; Richard, 1996). As perturbações naturais aumentam a heterogeneidade de habitats, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies, e, portanto, previnem a exclusão competitiva e promovem a diversidade (Connell, 1978; Denslow, 1980; Pickett & White, 1985). A forma mais visível de perturbação em ambientes de florestas é a formação de clareiras, causadas pela queda de uma ou mais árvores, formando uma abertura no dossel (Green, 1996; Richard, 1996). As clareiras naturais são consideradas as principais responsáveis pela regeneração de florestas tropicais, contribuindo de forma significativa para sua diversidade florística (Brokaw, 1982a; Denslow & Hartshorn, 1994).

A regeneração via clareiras promove o desenvolvimento de espécies pioneiras e primárias, provocando mudanças acentuadas na dinâmica de populações de árvores, composição de espécies e taxa de crescimento (Brokaw, 1985b, Fraver *et al.*, 1998). Portanto, tem sido considerado um mecanismo essencial para a manutenção da diversidade nas florestas (Denslow, 1980; Whitmore, 1996; Schnitzer & Carson, 2001). A duração da regeneração das clareiras pode ser determinada pelo tamanho (Brokaw, 1985a; Denslow, 1980; Runkle, 1985), relevo (Tabarelli e Mantovani, 1999), severidade do distúrbio (Runkle, 1985) e vegetação pré-existente (Dalling *et al.*, 1998).

A regeneração das clareiras pode ser dividida em três fases: clareira, edificação e madura (Whitmore, 1990). A duração destas fases é variada e depende de fatores como, tamanho (Brokaw, 1982; Runkle, 1985b), relevo (Tabarelli e Mantovani, 1999), severidade do distúrbio (Runkle, 1985), condições do solo (Denslow e Hartshorn, 1994), e vegetação pré-existente (Hubbell & Foster, 1986). A fase clareira é considerada a etapa mais importante para

determinar a composição florística (Whitmore, 1989), pois é caracterizada por intensas alterações na estrutura da clareira, nas condições microclimáticas e na estrutura da comunidade de vegetal (Hubbell & Foster, 1986). Em florestas tropicais estima-se que esta fase dure quatro anos (Fraver *et al.*, 1998).

As clareiras naturais influenciam a distribuição espacial e temporal de plantas e, conseqüentemente, afetam os animais que interagem com estes organismos (Stiles, 1975; Thompson, 1980; Dunn, 2004). Entretanto, poucos tratam de animais, a maioria foca nos aspectos estruturais, como área, idade, geometria e tipo de queda, assim como nos organismos vegetais (Runkle, 1985; Brokaw 1982a; Whitmore, 1996; Armelin & Mantovani, 2001; Lima, 2005). Estes estudos têm verificado influências significativas das clareiras naturais sobre comunidades vegetais. Dentre os quais, podemos citar: estudos com árvores (Vandermeer *et al.*, 1974; Denslow, 1980), plantas pioneiras (Brokaw, 1982a; Tabarelli & Mantovani, 1999), bambus (Tabarelli & Mantovani, 2000), crescimento de plântulas (Brown, 1996) e interação da área da clareira e herbivoria com o estabelecimento, crescimento e sobrevivência de espécies pioneiras (Pearson *et al.*, 2003).

Dentre os estudos com animais, podemos mencionar as aves (Levey, 1988), formigas (Basu, 1997; Feener & Schupp, 1998; Patrick *et al.*, 2012) e aranhas (Peres *et al.*, 2007; Peres *et al.*, 2010). Nestes estudos, foram encontradas diferenças significativas na estrutura e composição das comunidades de aves e aranhas tecedeiras entre clareiras naturais e florestas maduras (Levey, 1988; Peres *et al.*, 2007). Já para as formigas, os resultados foram conflitantes. Num estudo realizado numa floresta na Índia, a riqueza em espécies diferiu entre as formações de mata e clareira (Basu, 1997). Porém, num estudo feito numa floresta no Panamá, a abundância, riqueza e composição de espécies não

diferiram (Feener & Schupp, 1998). Mais recentemente, num estudo realizado numa floresta na Costa Rica, verificou-se que a riqueza estimada (Chao 2) diferiu entre clareira e floresta madura adjacente, embora a composição de espécies não diferiu (Patrick *et al.*, 2012). Também foi verificado que não existe uma tendência da assembléia de formigas das clareiras se assemelharem às assembléias das matas adjacentes à medida que as clareiras envelhecem (Patrick *et al.*, 2012).

As aranhas (Arachnida: Araneae) estão entre os animais mais abundantes e diversos, constituindo a sétima maior ordem animal em riqueza (Coddington & Levi, 1991), com 42.751 espécies descritas ao nível global (Platnick, 2012). Na estrutura trófica agem como predadoras secundárias (Riechert & Bishop, 1990; Wise 1993), regulando direta ou indiretamente a abundância de táxons que atuam em importantes processos ecossistêmicos, como herbivoria, polinização, decomposição e dispersão (Churchill, 1997).

A distribuição e densidade populacional das aranhas estão associadas a fatores ambientais, como temperatura, umidade relativa do ar e luminosidade (Huhta, 1971; Dondale & Binn.s 1977; Rypstra, 1986), fisionomia, riqueza e composição vegetal (Toti *et al.*, 2000) e também a disponibilidade de presas, inimigos e predadores (Gibson *et al.*, 1992; Wise, 1993; Foelix, 1996). Em florestas tropicais, a estrutura do habitat influencia a composição e riqueza em espécies das assembléias de aranhas (Uetz, 1991; Santos, 1999). A estrutura da serrapilheira afeta a abundância (Bultman & Uetz, 1984), a composição e a riqueza em espécies de aranhas (Benati *et al.* 2010; Benati *et al.* 2011). Os distúrbios também podem influenciar as assembléias de aranhas (Coyle, 1981; Kowal & Ralph, 2011).

As formigas (Hymenoptera: Formicidae), assim como as aranhas, estão entre os animais mais abundantes e diversos (Hölldobler & Wilson, 1990) com 14.893 espécies descritas no Planeta, sendo que 3.729 ocorrem na Região Neotropical (Bolton, 2012). Nestas florestas as formigas são um componente importante na serrapilheira (Ward, 2000). Para o Brasil, são descritas 1.033 espécies (Agosti & Johnson, 2005). Estudos indicam que a diversidade de formigas está fortemente correlacionada com a complexidade estrutural do habitat (Santana-Reis & Santos, 2001; Lassau & Hochuli, 2004; Hites *et al.*, 2005; Delabie *et al.*, 2007). As atividades de forrageio e a distribuição dos ninhos têm estreita relação com a luminosidade, umidade e temperatura (Levings, 1983; Hölldobler & Wilson, 1990). Distúrbios também podem influenciar fortemente a riqueza e composição da assembléia de formigas de serrapilheira (Campos *et al.*, 2007; Palladini *et al.*, 2007).

Este estudo investiga se as clareiras naturais exercem algum efeito espaço/temporal sobre a composição das espécies de duas assembléias (formigas e aranhas) num remanescente de floresta atlântica na Reserva Florestal Michelin, Igrapiúna, Bahia, no nordeste do Brasil. Abordamos quatro questões: (i) A estrutura de habitat (microclima e micro-habitat) encontrada em clareira natural difere significativamente daquela encontrada em floresta madura adjacente e borda interna? (ii) A composição e riqueza em espécies (formigas e aranhas) encontradas em clareira natural diferem significativamente daquelas encontradas em floresta madura adjacente e borda interna? (iii) A estrutura de habitat (microclima e micro-habitat) encontrada em clareira natural muda significativamente ao longo do processo de regeneração da vegetação na clareira? (iv) A composição de espécies (formigas e aranhas) encontrada em clareira natural altera significativamente ao longo do processo de regeneração?

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica Michelin (REM), localizada nos municípios de Igrapiúna e Ituberá (13°50'S 39°10'W), com uma área total de 3.096 ha, localizada a 18 km do litoral (Figura 1). A área da REM é formada por um mosaico vegetacional com diferentes estágios sucessionais, alterado por diferentes tipos de perturbações antrópicas provenientes da extração de madeira, e outras formas de pressão antrópica, tais como caça e exploração do palmito, além de algumas áreas convertidas em agricultura e pastagens. Cerca 25% da reserva é destinada à monocultura de seringueira (Flesher, 2006).

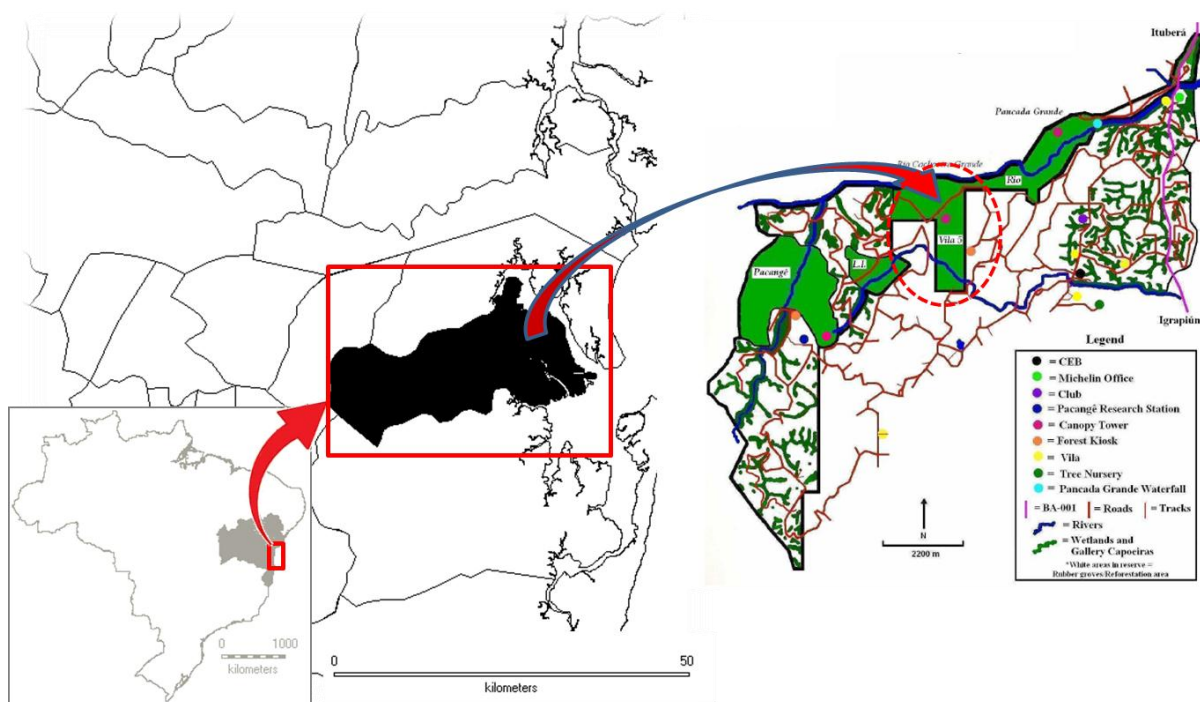


Figura 1: Localização da Reserva Ecológica Michelin (REM) – Igrapiúna (Bahia- Brasil). Os quatro fragmentos florestais da REM estão destacados em verde. Figura adaptada de Flesher (2006).

No interior da REM, a floresta ombrófila compõe um mosaico com os seringais e está dividida em quatro fragmentos: Mata de Pacangê - 550 ha, Mata da Vila Cinco - 180 ha, Mata de Pancada Grande - 172 ha e Mata Luís Inácio - 140 ha (Flesher, 2006) (Figura 1).

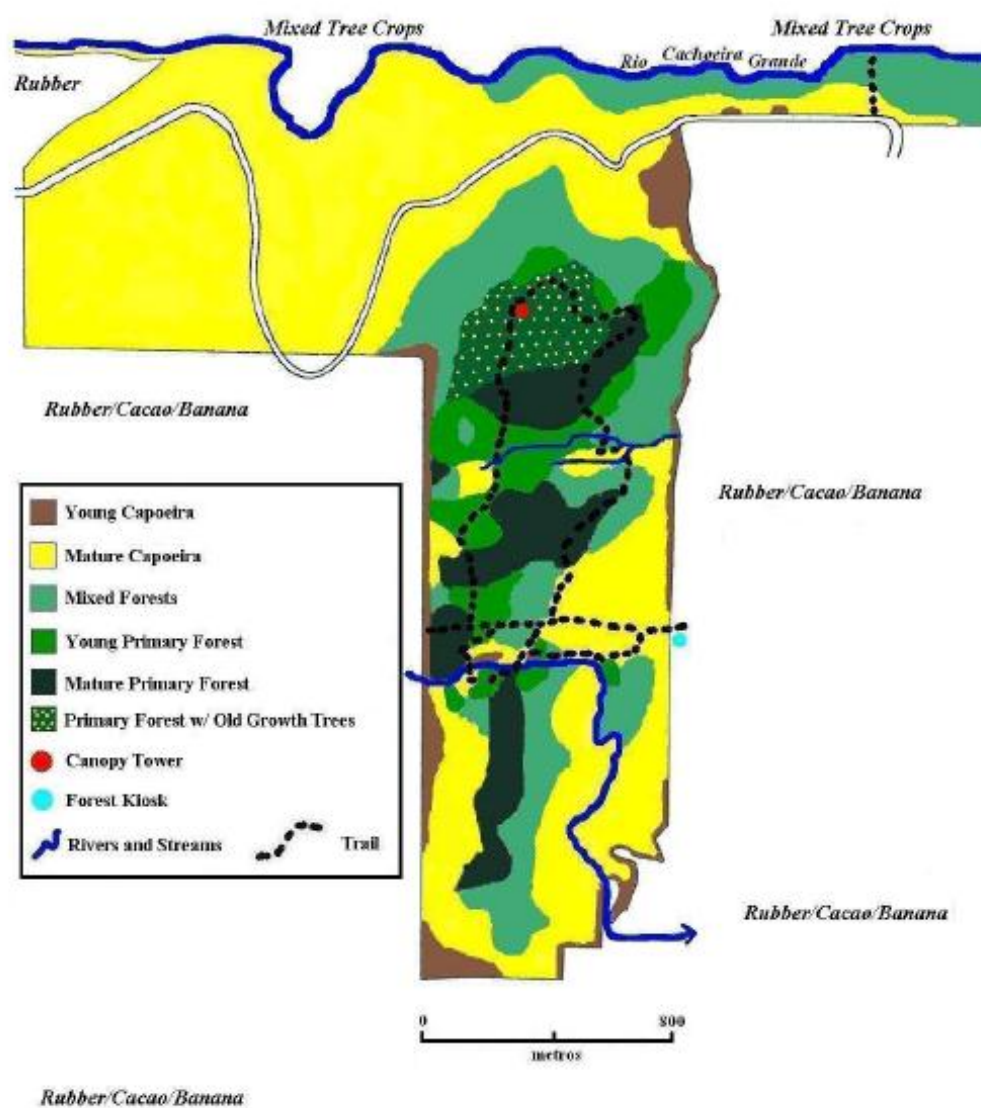


Figura 2: Caracterização vegetal da Mata Vila Cinco - Reserva Ecológica Michelin (REM) – Igrapiúna (Bahia- Brasil) (Flesher, 2006).

O estudo foi realizado na Mata da Vila Cinco. O trecho ao norte constitui-se num mosaico dominado por mata primária madura e jovem (Flesher, 2006), onde o dossel alcança 17-20 m uniformemente. Já o trecho ao sul é constituído por capoeira madura, com árvores entre 8 e 13 m, trepadeiras abundantes e serrapilheira espessa. Nos declives mais elevados há um bloco de mata primária madura com várias árvores longevas. As palmeiras de juçara, bromélias, cipós e outras epífitas são abundantes e bem distribuídas nesta floresta, atravessada por um pequeno rio, dois riachos e várias nascentes. A mata está cercada por plantios de cacau, seringa e banana e ao norte pela "Mata do Rio" (Flesher, 2006) (Figura 2).

A precipitação média anual é de 2.051 mm e a temperatura oscila entre 18° e 30°C, sem período de estiagem (Flesher, 2006). Entre os anos de 1997 e 2002, a precipitação média mensal foi de 168 mm, sendo a mínima em setembro (118 mm) e máxima em março (208 mm). No mesmo período a temperatura variou entre 21° e 29°C (dados climáticos da estação meteorológica da Michelin, localizada dentro da área de estudo).

Delineamento amostral

As coletas foram realizadas entre julho de 2009 e outubro de 2010, sendo oito coletas, em regime bimestral.

No setor norte da Mata Vila Cinco foram definidos os pontos amostrais de clareira natural e mata, ambos em trechos de floresta madura. No setor sul, ao longo da trilha principal, delimitamos os pontos amostrais de borda em trechos de capoeira madura. O trecho de mata madura apresenta vegetação contínua, com dossel que pode atingir entre 18 e 25m. A maioria das árvores possui DAP acima de 25 cm, frequência moderada de trepadeiras, densidade de bromélias e outras epífitas moderada a alta, palmeiras abundantes e vegetação herbácea

moderadamente densa (Flesher, 2006). A camada de serrapilheira é bastante densa. O trecho de capoeira madura, possui árvores entre 8 e 13 m, DAP entre 10 e 15 cm, com poucas árvores antigas atingindo 30 cm de DAP. As trepadeiras são abundantes e a serrapilheira espessa (Flesher, 2006).

Inicialmente, foram localizadas 25 clareiras, a partir da queda natural de árvores, com estruturas similares, em relação à origem, altura do dossel adjacente, área e classe de tamanho. Apresentavam áreas mínimas de 25m² (ver Runkle, 1981), estavam classificadas na mesma classe de tamanho (ver Brokaw, 1982b), eram recentes (ver Tabarelli & Mantovani, 1999) e tiveram origem similar (ver Brokaw, 1982b). Dentre as 25 clareiras, foram selecionadas as cinco mais recentes e que ocorriam no trecho de mata primária madura. Buscou-se também as mais similares em relação à estrutura, e que distavam entre si, no mínimo em 150 metros. Especificamente as clareiras foram selecionadas com base em cinco critérios: (1) faixa etária- as que apresentavam no máximo dois meses de formação, ou seja, a copa da árvore caída ainda apresentava a galhada com folhas verdes (ver Tabarelli & Mantovani, 1999); (2) origem - por desenraizamento (ver Brokaw, 1982b); (3) área - possuía área mínima de 25m², que foi estimada com base em Runkle (1981); (4) altura do dossel adjacente, estimativa visual (ver Tabarelli & Mantovani, 1999), estabeleceu-se as que apresentavam altura similar e (5) classe de tamanho (< 150m²) (ver Brokaw, 1982b).

Após a seleção das cinco clareiras, foram localizados os pontos de mata e borda. Os cinco pontos de mata foram estabelecidos no trecho de mata primária, adjacentes aos pontos de clareira. Buscaram-se pontos que não apresentavam nenhum indício de perturbações naturais que os caracterizassem como clareira. Por fim, foram estabelecidos os pontos de borda no trecho de capoeira madura, distribuídos ao longo da margem da trilha principal da mata (Figura 2).

Após a escolha dos 15 pontos amostrais (PAs), sendo cinco clareiras, cinco áreas de mata e cinco bordas, foi efetuada a marcação de um lote de 50m² no interior de cada PA. Nestes lotes foram tomadas as mensurações ambientais (microclima e micro-habitat) e efetuadas as coletas de formigas e aranhas concomitantemente, conforme descrito a seguir.

Para caracterizar a estrutura ambiental das clareiras, matas e bordas foram mensuradas ou estimadas, durante as oito coletas bimestrais, as variáveis ambientais de micro-habitat e microclima dos 15 lotes de 50m²: (1) temperatura e umidade relativa do ar (amplitude); (2) temperatura do solo, (3) temperatura do substrato, (4) espessura da serrapilheira; (5) estimativa de cobertura da serrapilheira, (6) estimativa de cobertura de herbácea, (7) volume de madeira (troncos e galhos caídos) em decomposição e (8) luminosidade.

1) Temperatura e umidade relativa do ar (amplitude): foram mensuradas em graus Celsius no centro do lote com o auxílio de um termohigrômetro digital. O aparelho foi afixado na vegetação, a cerca de 150 cm do substrato, durante o período da coleta das amostras de serrapilheira. Num intervalo de aproximadamente 1h, foram aferidas a temperatura e umidade (máxima e mínima), e partir destas foi calculada a amplitude térmica. 2 e 3) Temperatura do solo e do substrato: estas medidas foram aferidas em graus Celsius, em 4 locais no interior do lote. Especificamente, no centro dos quatro quadrantes (50 x 50 cm) utilizados para coletar as amostras de serrapilheira. Para a temperatura do solo e substrato, utilizou-se, respectivamente, um termômetro digital do tipo caneta, e termômetro digital infravermelho. O primeiro foi inserido no solo e o segundo posicionado num ângulo de 75° em relação à horizontal, a 50 cm do substrato. 4) Espessura da serrapilheira: estas medidas foram aferidas em centímetros, nos mesmos dos itens dois e três. Em cada quadrante (50 x 50 cm), foram efetuadas quatro medidas com uma régua plástica, que foi

introduzida na serrapilheira até alcançar o solo. 5 e 6) Estimativas de cobertura da serrapilheira e herbácea: Foram obtidas através de uma adaptação do Percentual de Intensidade de Fournier, um método de quantificação categórico, onde os valores são atribuídos segundo as categorias: 1- (cobertura de 0 a 25%), 2 - (26 a 50%), 3 - (51 a 75%) e 4 - (76 a 100%) (Fournier, 1974). 7) Volume de troncos e galhos caídos em decomposição: foram mensurados a circunferência e comprimento de todos os troncos e galhos com circunferência superior a 5cm no interior do lote de 50m². A partir da circunferência foi calculado o raio e através da fórmula ($\pi \cdot \text{raio}^2 \cdot \text{altura}$) obteve-se o volume em m³. Ao final foram somados os valores, a fim de obter o volume total de troncos e galhos no lote. (8) luminosidade: estas medidas foram aferidas com um luxímetro digital posicionado no centro de cada quadrante a 1 metro acima do substrato.

Coleta de formigas e aranhas

Para o levantamento das formigas e aranhas, foram coletadas amostras de serrapilheira cuja fauna foi extraída com o auxílio de armadilhas do tipo mini-Winkler (ver Bestelmeyer *et al.* 2000). Quatro amostras de serrapilheira de 50 x 50 cm foram coletadas em cada lote de 50m² e peneiradas no mesmo local. O material resultante permaneceu no mini-Winkler durante 24h. Em serrapilheira de floresta atlântica é possível extrair 90% das espécies de formigas neste intervalo de exposição (Delabie *et al.*, 2000). Desta forma, no intuito de reduzir o tempo de estadia em campo e aumentar o número de amostras, adotamos o período de 24h para extração de formigas na armadilha.

Em cada coleta foram retiradas 60 amostras, 20 em cada formação (clareira, mata e borda). Totalizando 480 amostras de serrapilheira de 50 x 50 cm ao longo das oito coletas.

Para as aranhas, foi aplicada adicionalmente a coleta manual noturna (adaptado de Coddington *et al.*, 1991). Nos lotes de 50m², foi realizada uma busca ativa durante 60 minutos por um coletor, sendo 30 minutos destinados às buscas de aranhas na serrapilheira e nos troncos e galhos caídos, e 30 minutos na vegetação até 180 cm. As aranhas foram capturadas com auxílio de pinças e fixadas em álcool a 70%. Foram realizadas 15 horas de coleta, totalizando 120 horas de busca ativa ao longo das oito coletas. O material de cada lote foi tratado nas análises como uma unidade amostral.

As formigas e aranhas foram identificadas e depositadas, respectivamente, na coleção entomológica da CEPLAC, Ilhéus, BA (curador: Dr. Jacques Delabie) e na coleção Aracnológica do Instituto Butantan, São Paulo, SP (IBSP, curador: Dr^a. Irene Knysak). Uma parcela do material testemunho foi depositada no Museu da UFBA, Salvador, BA (MZUFBA, curador: Dr. Adolfo R. Calor).

Análises estatísticas

A matriz de espécies foi construída com base na presença (1) ou ausência (0) da espécie em cada unidade amostral (ver Longino, 2000).

As seguintes análises foram realizadas:

(1) As duas matrizes foram utilizadas para as estimativas de riqueza em espécies de formigas e aranhas, calculadas com o auxílio do programa EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2006). No intuito de remover o efeito da sequência ordenada da tomada das amostras, os dados foram randomizados 50 vezes (Cowell, 1997). Um bom estimador deve fornecer estimativas que não diferem drasticamente dos demais; a finalização da curva de acumulação de espécies deve convergir para a curva de espécies observadas; sendo que essa deve ter uma tendência ao formato assintótico, com um número de amostras menor que a curva de espécies observadas precisou para tender à estabilização (Toti *et al.*, 2000).

(2) A riqueza (observada e estimada) das formigas e das aranhas foram comparadas entre as três formações (clareira, mata e borda). Através do teste *Kruskal-Wallis* (Anova não paramétrica) - programa GraphPad InStat 3.0. O teste não paramétrico foi aplicado porque os dados não apresentaram distribuição normal (teste de *Kolmogorov-Smirnov*)

(3) As matrizes (formigas e aranhas) foram utilizadas para comparar a composição em espécies entre as três formações vegetais (clareira natural, borda e mata). Para tanto, aplicamos o Procedimento de Permutação e Resposta Múltipla (MRPP) - (PC-ORD© 6.0) (McCune & Mefford, 1999), utilizando a distância de *Sorensen* (Bray-Curtis). Os valores foram padronizados (n/soma(n)) pelo programa e o nível de significância adotado foi de 0,05. Quando ocorreu diferença significativa entre as três formações vegetais, verificamos os resultados das comparações par-a-par. O MRPP é adequado para estudos de comunidades, visto que não parte do pressuposto de normalidade multivariada e variâncias homogêneas (McCune & Grace, 2002).

(4) A partir das duas matrizes gerais, ou seja, que compunham as três formações vegetais. Foram extraídas separadamente as matrizes de espécies de aranhas e formigas referentes apenas a formação de clareira natural. Estas matrizes foram utilizadas para comparar a composição em espécies ao longo da regeneração das clareiras.

Para avaliar se as assembléias de formigas e aranhas variavam significativamente ao longo da regeneração das clareiras, comparamos quatro subfases, entre julho de 2009 e outubro de 2010. Subfase 1: julho a setembro de 2009, subfase2: novembro 2009 a janeiro 2010, subfase3: março a maio de 2010 e subfase4: agosto a outubro de 2010. Estas subfases estão incluídas dentro da fase clareira (ver Whitmore, 1990) que, em floresta tropical, dura cerca de quatro anos (Flaver *et al.*, 1998).

Aplicamos o Procedimento de Permutação e Resposta Múltipla em bloco (MRBP) - (PC-ORD© 6.0) (McCune & Mefford, 1999), utilizando a distância de *Sorensen* (Bray-Curtis). Utilizamos o MRBP (=MRPP em blocos), pois, este teste analisa os dados em bloco, e assim, retira o efeito da dependência temporal entre as amostras. Os valores foram padronizados ($n/\text{soma}(n)$) pelo programa e o nível de significância adotado foi de 0,05. Quando ocorreu diferença significativa entre as quatro subfases, verificamos os resultados das comparações par-a-par.

(5) Para comparar a estrutura do habitat entre as três formações (clareira, mata e borda) e ao longo da regeneração das clareiras, foram construídas as matrizes com as variáveis de micro-habitat e microclima. Para comparar as três formações, extraímos as médias dos dados coletados ao longo dos 16 meses de campo e aplicamos o MRPP. Adotamos os mesmos procedimentos aplicados no item (3). Para comparar as quatro subfases ao longo da regeneração das mesmas, aplicamos o MRBP (=MRPP em blocos). Adotamos os mesmos procedimentos aplicados no item (4).

RESULTADOS

ESTRUTURA DAS CLAREIRAS NATURAIS - Todas as 25 clareiras foram classificadas na classe de tamanho pequeno ($< 150\text{m}^2$) (ver Brokaw, 1982b), sendo que as cinco selecionadas apresentaram áreas entre 86 e 110 m^2 ($dp=11,09$) de acordo com o método de mensuração proposto por Runkle (1981), origem por desenraizamento, foram recentes e apresentaram a altura do dossel adjacente estimada entre 20 e 30m ($dp= 4,18$) (Tabela 1).

Tabela 1: Estrutura e localização das clareiras naturais (CN) na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna, Bahia). Dados coletados entre maio e julho de 2009. CG= coordenadas, AA= área aproximada, ADA = altura do dossel adjacente.

CN	CG	Origem	Idade*	AA (m²)	ADA(m)
CN 1	13°49'307"S/39°12'270"O	Desenraizamento	≤ 2 meses	86	25
CN 2	13°49'399"S/39°12'187"O	Desenraizamento	≤ 2 meses	98	20
CN 3	13°49'190"S/39°12'201"O	Desenraizamento	≤ 2 meses	90	25
CN 4	13°49'399"S/39°12'102"O	Desenraizamento	≤ 2 meses	110	30
CN 5	13°49'496"S/39°12'119"O	Desenraizamento	≤ 2 meses	110	30

ESTRUTURA DO HABITAT - A estrutura do habitat diferiu significativamente entre as três formações vegetais, clareira, mata e borda (MRPP: $p < 0.001$; $T = -32.642779$; $A = 0.15145932$). Quando as formações foram comparadas par-a-par, também se verificou diferenças significativas entre estas (Tabela2). A serrapilheira (espessura e cobertura) e umidade relativa do ar foram mais elevadas na mata. A cobertura de herbácea, volume total de madeira

(troncos e galhos caídos), temperatura (solo e substrato), amplitude térmica do ar e luminosidade foram maiores nas clareiras naturais (Tabelas 3 e 4).

Tabela 2: Comparação par-a-par da estrutura do habitat entre as formações vegetais: clareira natural, mata e borda na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Teste de MRPP (Procedimento de Permutação de Reposta Múltipla). T= variação entre grupos; A= variação intra grupo e p= significância estatística. Dados coletados entre maio 2009 e outubro 2012.

	T	A	p
Clareira vs. Borda	-6.9028	0.0276	0.0002
Clareira vs. Mata	-37.2574	0.2008	p < 0.001
Borda vs. Mata	-25.5025	0.1224	p < 0.001

Tabela 3: Média e desvio padrão (dp) da espessura de serrapilheira, cobertura da serrapilheira e cobertura de herbácea e volume total de madeira (troncos e galhos caídos) em decomposição e desvio padrão (dp) das clareiras naturais, matas adjacentes e bordas na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Dados coletados entre maio 2009 e outubro 2012.

Variáveis do habitat	Clareira	Mata	Borda
Espessura da serrapilheira (cm)	2,7 (0,58)	3,2 (0,70)	2,4 (0,71)
Cobertura da serrapilheira *	3,5 (0,64)	3,9 (0,35)	3,4(0,67)
Cobertura de herbácea*	3,3 (0,82)	2,2 (0,79)	3,1 (0,85)
Volume total de troncos caídos e galhos (m ³)	2,05 (0,04)	1,40 (0,03)	1,71 (0,04)

**Mensurados na escala de Fournier*

Tabela 4: Média e desvio padrão (dp) da temperatura do solo, temperatura do substrato, amplitude térmica do ar, umidade relativa do ar e luminosidade das clareiras naturais, matas adjacentes e bordas na Mata da Vila Cinco- Reserva

Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Dados coletados entre maio 2009 e outubro 2012.

Variáveis ambientais	Clareira	Mata	Borda
Temperatura do solo (°C)	23,8 (1,88)	23,6 (1,51)	23,8 (1,34)
Temperatura do substrato (°C)	25,9 (3,73)	24,3 (3,20)	24,7 (2,21)
Amplitude térmica do ar (°C)*	3,8 (1,28)	3,3 (1,52)	3,1 (1,49)
Umidade relativa do ar (%)	73 (10,78)	76 (10,14)	74 (10,20)
Luminosidade	4406 (11634)	412 (1444)	2571 (9181)

* Temperatura máxima e mínima mensurada durante a coleta da serrapilheira, num intervalo de 1h.

ASSEMBLÉIA DE FORMIGAS - Foram coletadas 143 espécies de formigas, distribuídas em 41 gêneros e nove subfamílias, na Mata da Vila Cinco da REM, 102 espécies foram registradas na clareira, 103 na mata e 113 na borda (Tabela 5). As espécies mais frequentes foram *Nylanderia guatemalensis*, *Pheidole* (complexo flavens) sp.1 e *Pheidole* (complexo flavens) sp.7. Nas clareiras as espécies mais frequentes foram: *N. guatemalensis*, *Pheidole* (complexo flavens) sp.1 e *Strumigenys denticulata*. Na borda: *Pheidole* (complexo flavens) sp.1, *N. guatemalensis* e *Pheidole* (complexo flavens) sp.7. Na mata: *N. guatemalensis*, *Pheidole* (complexo flavens) sp.1 e *Solenopsis* sp.3 (Figura 3).

Tabela 5: Frequência (0- 100%, n = 120 amostras) das espécies de formigas de serrapilheira na Mata da Vila Cinco - Reserva Ecológica Michelin - REM (Igrapiúna- Bahia). CN= clareira natural, MM= mata matura adjacente e MB= mata de borda. Dados coletados entre julho de 2009 e outubro de 2010.

	CN	MM	MB	REM
AMBLYOPONINAE				
<i>Amblyopone agostii</i> (Lacau & Delabie 2002)	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Amblyopone lurilabes</i> (Lattke 1991)	0.8	0.8	0.0	1.7
<i>Amblyopone</i> sp.1	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Prionopelta</i> sp.1	5.8	9.2	4.2	19.2
CERAPACHYINAE				
<i>Cerapachys splendens</i> (Borgmeier 1957)	0.0	0.0	0.8	0.8
DOLICHODERINAE				
<i>Azteca chartifex spiriti</i> Forel 1912	4.2	0.0	0.8	5.0
<i>Dolichoderus imitator</i> Emery 1894	5.8	1.7	4.2	11.7
<i>Dolichoderus lutosus</i> (Fr. Smith 1858)	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	0.0	0.8	0.8	1.7
ECITONINAE				
<i>Labidus coecus</i> (Latreille 1802)	0.0	0.8	0.0	0.8
<i>Neivamyrmex</i> sp.1	0.0	0.0	0.8	0.8
ECTATOMMINAE				
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger 1863	2.5	0.0	0.0	2.5
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier 1791)	0.0	0.0	2.5	2.5
<i>Gnamptogenys acuminata</i> (Emery 1896)	0.8	0.8	0.0	1.7
<i>Gnamptogenys mina</i> (Brown 1956)	5.0	1.7	1.7	8.3
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel 1912)	0.8	1.7	2.5	5.0
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	3.3	5.0	3.3	11.7
<i>Gnamptogenys</i> sp.2	0.8	0.8	1.7	3.3

Tabela 5 – continuação

	CN	MM	MB	REM
FORMICINAE				
<i>Acropyga fuhrmanni</i> (Forel 1914)	8.3	5.8	8.3	22.5
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel 1874	2.5	2.5	4.2	9.2
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	0.8	0.8	0.8	2.5
<i>Camponotus (Hypercolobopsis)</i> sp.1	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Camponotus (Myrmaphaenus)</i> sp.3	0.8	0.0	0.0	0.8
<i>Camponotus (Tanaemyrmex)</i> sp.2	0.8	0.0	0.8	1.7
<i>Camponotus bidens</i> Mayr 1870	1.7	0.0	0.8	2.5
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	0.8	0.0	0.0	0.8
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr 1870	2.5	0.8	3.3	6.7
<i>Nylanderia guatemalensis</i> (Forel 1885)	25.0	31.7	20.8	77.5
<i>Nylanderia</i> sp.1	23.3	16.7	15.0	55.0
<i>Nylanderia</i> sp.2	7.5	6.7	5.8	20.0
<i>Nylanderia</i> sp.3	4.2	6.7	2.5	13.3
MYRMICINAE				
<i>Acanthognathus ocellatus</i> Mayr 1887	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Apterostigma acre</i> Lattke 1997	6.7	10.0	6.7	23.3
<i>Apterostigma epinotale</i> Weber 1937	0.0	0.8	0.0	0.8
<i>Apterostigma</i> sp.1	2.5	4.2	1.7	8.3
<i>Apterostigma</i> sp.2	1.7	0.8	3.3	5.8
<i>Apterostigma</i> sp.3	1.7	0.8	2.5	5.0
<i>Apterostigma tachirensense</i> Lattke 1997	0.0	0.8	0.8	1.7
<i>Basiceros balzani</i> (Emery 1894)	14.2	10.0	11.7	35.8
<i>Basiceros jheringhi</i> (Emery 1888)	2.5	2.5	2.5	7.5
<i>Basiceros petiolata</i> (Mayr 1887)	0.0	1.7	0.0	1.7
<i>Basiceros rugifera</i> (Mayr 1887)	0.8	0.8	0.0	1.7
<i>Blepharidatta</i> sp.1	3.3	1.7	4.2	9.2
<i>Cardiocondyla minutior</i> Forel 1899	0.0	0.0	1.7	1.7

Tabela 5 – continuação

	CN	MM	MB	REM
<i>Carebara</i> sp.1	1.7	0.0	0.0	1.7
<i>Carebara urichi</i> (Wheeler 1922)	1.7	0.0	0.8	2.5
<i>Carebarella</i> sp.1	0.8	0.8	0.0	1.7
<i>Crematogaster acuta</i> (Fabricius 1804)	0.8	0.0	0.0	0.8
<i>Crematogaster carinata</i> Mayr 1862	1.7	0.8	1.7	4.2
<i>Crematogaster limata</i> Fr. Smith 1858	10.0	10.8	8.3	29.2
<i>Crematogaster longispina</i> Emery 1890	3.3	5.0	5.0	13.3
<i>Crematogaster victima</i> Smith 1858	4.2	0.8	2.5	7.5
<i>Cyphomyrmex peltatus</i> Kempf 1965	6.7	3.3	10.8	20.8
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola 1853)	10.8	10.0	18.3	39.2
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery 1894	8.3	5.0	5.0	18.3
<i>Hylomyrma immanis</i> Kempf 1973	4.2	7.5	8.3	20.0
<i>Hylomyrma</i> sp.1	0.0	1.7	1.7	3.3
<i>Megalomyrmex drifti</i> Kempf 1961	0.8	0.8	0.0	1.7
<i>Megalomyrmex iheringhi</i> Forel 1911	10.8	9.2	5.0	25.0
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	5.8	5.8	0.8	12.5
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon 1852)	3.3	0.8	0.8	5.0
<i>Mycocepurus smithii</i> (Forel 1893)	14.2	12.5	13.3	40.0
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.1	24.2	20.0	21.7	65.8
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.10	5.8	5.0	5.0	15.8
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.11	0.8	0.8	0.0	1.7
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.2	10.8	10.8	5.0	26.7
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.7	20.0	16.7	20.0	56.7
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.8	0.8	0.0	0.0	0.8
<i>Pheidole</i> (complexo flavens) sp.9	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Pheidole</i> (complexo tristis) sp.3	2.5	2.5	3.3	8.3
<i>Pheidole</i> (grupo diligens) sp.12	1.7	0.0	1.7	3.3
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.13	4.2	3.3	8.3	15.8
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.14	4.2	6.7	2.5	13.3

Tabela 5 – continuação

	CN	MM	MB	REM
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.15	2.5	2.5	3.3	8.3
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.17	1.7	0.8	0.8	3.3
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.18	1.7	0.0	3.3	5.0
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.4	2.5	0.8	1.7	5.0
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.5	1.7	2.5	1.7	5.8
<i>Pheidole</i> (grupo fallax) sp.6	0.0	2.5	0.0	2.5
<i>Pheidole</i> (grupo flavens) sp.23	2.5	1.7	0.0	4.2
<i>Pheidole</i> (grupo tristis) sp.19	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Pheidole</i> (grupo tristis) sp.20	0.0	1.7	3.3	5.0
<i>Pheidole</i> (grupo tristis) sp.21	3.3	5.8	2.5	11.7
<i>Pheidole</i> (grupo tristis) sp.22	1.7	0.8	0.0	2.5
<i>Pheidole fimbriata</i> Roger 1863	0.0	0.8	3.3	4.2
<i>Pheidole</i> (grupo tristis) sp16	0.8	1.7	1.7	4.2
<i>Pheidole midas</i> Wilson 2003	4.2	9.2	9.2	22.5
<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	11.7	7.5	6.7	25.8
<i>Rogeria subarmata</i> (Kempf 1961)	0.0	0.0	1.7	1.7
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	3.3	2.5	1.7	7.5
<i>Sericomyrmex</i> sp.2	0.8	1.7	0.8	3.3
<i>Sericomyrmex</i> sp.3	5.0	10.8	3.3	19.2
<i>Sericomyrmex</i> sp.4	10.0	4.2	5.0	19.2
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius 1804)	0.0	1.7	0.0	1.7
<i>Solenopsis</i> sp.1	10.0	7.5	11.7	29.2
<i>Solenopsis</i> sp.2	1.7	2.5	2.5	6.7
<i>Solenopsis</i> sp.3	11.7	19.2	10.8	41.7
<i>Solenopsis</i> sp.4	4.2	5.0	2.5	11.7
<i>Solenopsis</i> sp.5	1.7	0.0	1.7	3.3
<i>Solenopsis virulens</i> (Fr. Smith 1858)	8.3	10.0	5.8	24.2
<i>Stegomyrmex olindae</i> Brandão & Diniz 2008	0.8	4.2	0.0	5.0
<i>Strumigenys alberti</i> (Forel 1893)	0.0	4.2	0.0	4.2

Tabela 5 – continuação

	CN	MM	MB	REM
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr 1887	24.2	15.0	16.7	55.8
<i>Strumigenys diabolus</i> Bolton 2000	0.0	1.7	0.0	1.7
<i>Strumigenys eggerti</i> Emery 1890	4.2	2.5	3.3	10.0
<i>Strumigenys elongata</i> Roger 1863	0.8	5.8	1.7	8.3
<i>Strumigenys propiciens</i> Emery 1906	0.0	0.8	0.8	1.7
<i>Strumigenys rugithorax</i> (Kempf 1859)	0.0	2.5	0.0	2.5
<i>Strumigenys</i> sp.1	0.0	0.8	0.0	0.8
<i>Strumigenys</i> sp.2	0.0	0.0	2.5	2.5
<i>Strumigenys</i> sp.3	0.0	2.5	0.0	2.5
<i>Strumigenys spathula</i> (Lattke & Goitã 1997)	0.0	0.8	0.0	0.8
<i>Trachymyrmex cornetzi</i> (Forel 1912)	13.3	11.7	10.8	35.8
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	0.0	0.8	1.7	2.5
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	0.0	0.0	1.7	1.7
<i>Trachymyrmex</i> sp.3	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	0.8	0.0	0.8	1.7
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger 1863)	14.2	13.3	17.5	45.0
<i>Wasmannia lutzii</i> Forel 1908	0.8	0.8	1.7	3.3
PONERINAE				
<i>Hypoponera foreli</i> (Mayr 1887)	4.2	3.3	3.3	10.8
<i>Hypoponera</i> sp.1	5.0	6.7	5.0	16.7
<i>Hypoponera</i> sp.2	0.8	0.8	0.8	2.5
<i>Hypoponera</i> sp.3	0.0	1.7	0.8	2.5
<i>Hypoponera</i> sp.4	5.8	7.5	8.3	21.7
<i>Hypoponera</i> sp.5	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Hypoponera</i> sp.6	0.8	0.0	0.8	1.7
<i>Hypoponera</i> sp.7	0.8	0.0	0.8	1.7
<i>Hypoponera</i> sp.8	1.7	4.2	0.8	6.7
<i>Odontomachus haematodus</i> (Linnaeus 1758)	5.8	5.8	3.3	15.0
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel 1905	11.7	9.2	10.8	31.7

Tabela 5 – continuação

	CN	MM	MB	REM
<i>Pachycondyla bucki</i> (Borgmeier 1928)	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Pachycondyla concava</i> Mackay & Mackay 2010	6.7	7.5	10.0	24.2
<i>Pachycondyla constricta</i> (Mayr 1861)	5.8	5.8	5.0	16.7
<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille 1802)	0.8	0.8	0.8	2.5
<i>Pachycondyla ferruginea</i> (Fr. Smith 1858)	0.8	0.0	0.0	0.8
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius 1804)	4.2	10.8	6.7	21.7
<i>Pachycondyla schultzi</i> Mackay & Mackay 2010	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Pachycondyla stigma</i> (Fabricius, 1804)	0.0	0.0	1.7	1.7
<i>Thaumatomyrmex</i> sp.1	0.0	0.8	0.0	0.8
PSEUDOMYRMECINAE				
<i>Pseudomyrmex rochai</i> Forel 1912	0.0	0.0	0.8	0.8
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> (Fabricius 1804)	3.3	0.0	0.0	3.3
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> Fr. Smith 1855	1.7	0.0	0.0	1.7
Riqueza em espécies	102	103	113	143

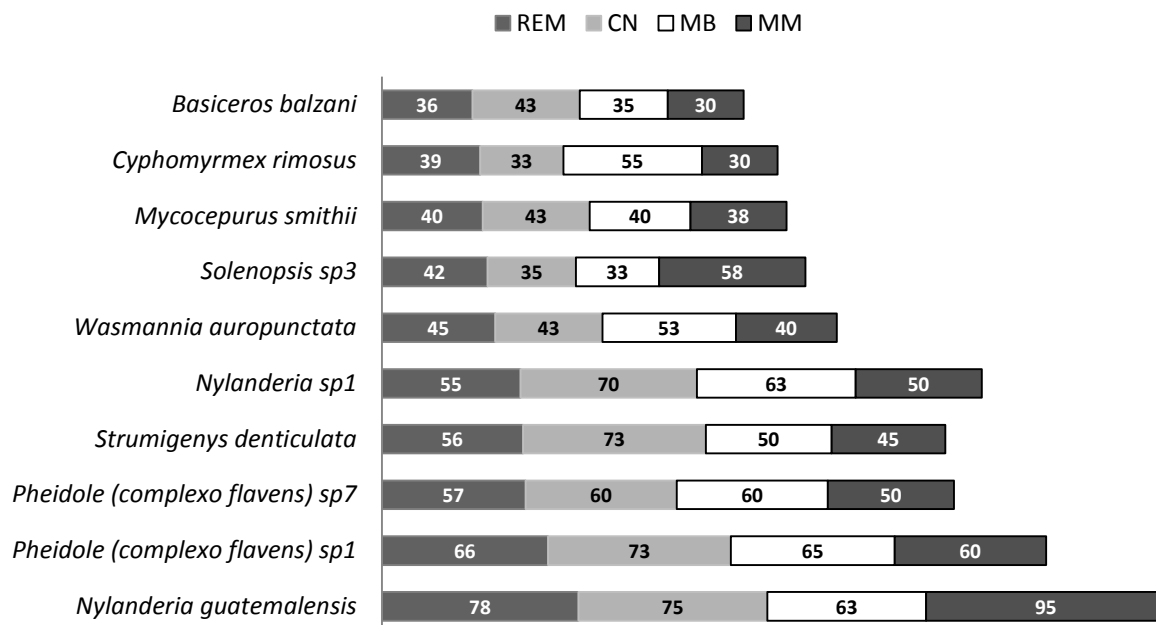


Figura 3: Frequência das formigas dominantes numericamente (0 – 100%, n= 120) na Vila Cinco e nas três formações: clareira natural (CN), mata (MM) e borda (MB) (0 – 100%, n= 40). Foram consideradas as dez espécies mais frequentes na Mata Vila Cinco da Reserva Ecológica Michelin – REM (Igrapiúna-Bahia). Dados coletados entre maio 2009 e outubro 2012.

Os gêneros com as maiores riquezas em espécies foram: *Pheidole* (26 espécies), *Strumigenys* (11) e *Hypoponera* (9). Na formação de clareiras os gêneros com maior riqueza em espécies foram: *Pheidole* (21 espécies) e *Hypoponera* (7), na mata *Pheidole* (21 espécies) e *Strumigenys* (11) e na borda *Pheidole* (21 espécies) e *Hypoponera* (9).

De acordo com as análises de estimativa de riqueza em espécies, a estimativa de Jackknife de 2º ordem (Jack 2) foi a mais elevada, apontando uma riqueza em espécies de 164 espécies, já o Michaelis-Menten e Bootstrap apresentaram as estimativas mais baixas. As estimativas dos demais estimadores foram semelhantes entre si e revelaram valores intermediários aos

de Jack 2 e Michaelis-Menten ou Bootstrap (Figura 4, Tabela 6). A maioria das curvas de acumulação de espécies estimadas e de espécies observadas, não atingiu a assíntota. Verificou-se diferença significativa na riqueza observada e estimada (Jack 2) entre as três formações (KW, $p < 0,001$). A riqueza observada e estimada foi mais elevada na formação de borda, e não houve diferença significativa entre mata e clareira (Tabela 7).

Tabela 6: Riqueza em espécies de formigas observada (Sobs) e estimada nas clareiras naturais, matas adjacentes e bordas na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia).

Formações	Sobs	Maior estimador	Menor estimador
Clareira Natural	102	Jack 2 (140)	Bootstrap (115)
Mata	103	Jack 2 (138)	MM Means (113)
Borda	113	Jack 2 (146)	Bootstrap (127)
Geral	143	Jack 2 (164)	MM Means (146)

MM Means = Michaelis-Menten Means. Jack 2 = Jackknife de 2º ordem.

Tabela 7: Comparação par-a-par da riqueza de formigas observada e estimada entre as três formações vegetais: clareira natural, mata e borda na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna-Bahia). Teste de Kruskal-Wallis (Anova não paramétrica). Sobs= Espécies observadas.

	Sobs	Jack2
Clareira vs. Borda	$p < 0,001$	$p < 0,001$
Clareira vs. Mata	$P > 0,05$	$P > 0,050$
Borda vs. Mata	$p < 0,010$	$p < 0,001$

Riqueza estimada: Jack2 (Jackknife de 2º ordem)

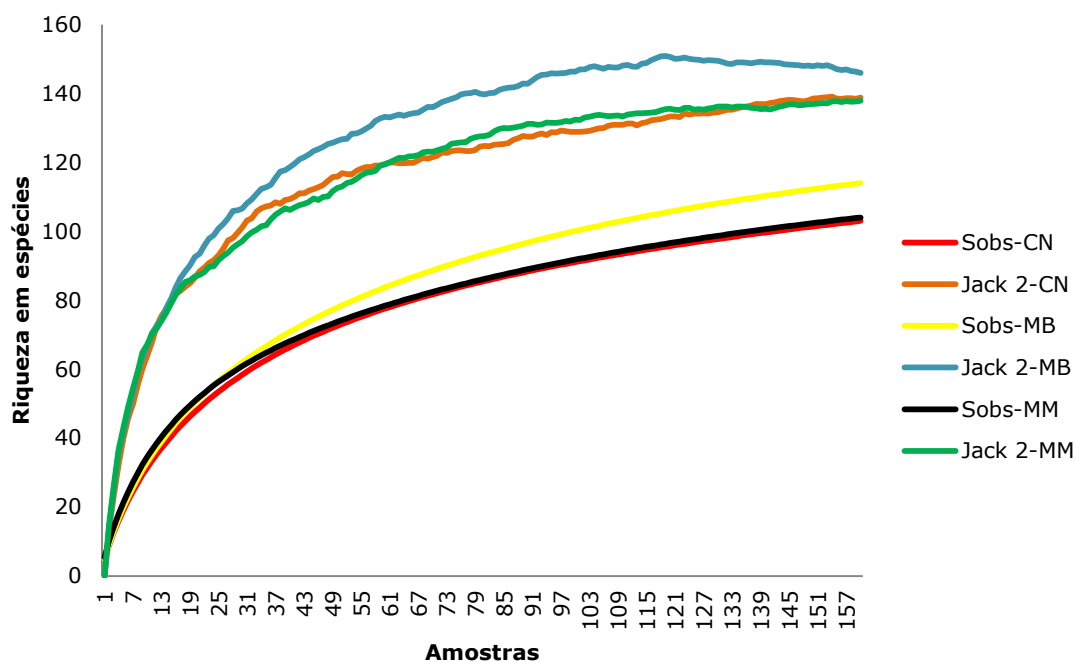


Figura 4: Estimativas de riqueza em espécies de formigas nas três formações: clareira natural (CN), borda (MB) e mata (MM). Na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Sobs: Espécies observadas. Jack2: Jackknife de 2º ordem.

Houve diferença significativa ($p= 0.000038$, $A= 0.0825$, $T= -4.7718$) na composição de espécies de formigas entre três formações vegetais. Entretanto, na comparação par-a-par não foi encontrada diferença significativa entre as formações de clareira natural e borda (Tabela 8).

Foram registradas nove (6,3%) espécies exclusivas na clareira natural, 12 (8,3%) na mata e 21 (14,6%) na borda. Entretanto, nas comparações par-a-par estes valores foram mais altos: clareira vs. mata, apresentaram respectivamente (19 espécies exclusivas – 15,5%; 20 – 16,3%); mata vs. borda, respectivamente (21 espécies exclusivas – 16,0%; 20 – 23,0%) e clareira vs. borda (18 espécies exclusivas – 12,0%; 21 – 14,6%) (Tabela 8).

Tabela 8: Comparação par-a-par da composição em espécies de formigas entre as formações vegetais: clareira natural, mata e borda na Mata da Vila Cinco-Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Teste de MRPP (Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla). T= variação entre grupos; A= variação intra-grupo e p= significância estatística. EE = número de espécies exclusivas na comparação par-a-par. Em negrito os valores com significância estatística.

	T	A	p	EE
Clareira vs. Borda	-1.4985	0.0027	0.0761	18 e 21
Clareira vs. Mata	-4.3167	0.0880	0.0002	19 e 20
Borda vs. Mata	-4.2227	0.0778	0.0004	20 e 21

ASSEMBLÉIA DE ARANHAS - Incluindo jovens e adultos, foi coletado um total de 4.732 aranhas, distribuídas em 41 famílias. As famílias mais abundantes foram: Ctenidae (963 -20,4%), Araneidae (906 - 19,15) e Salticidae (534 - 11,3%). Dentre as aranhas adultas, foi registrado um total de 1.175 indivíduos, compondo 128 espécies, distribuídas em 36 famílias. Foram registradas 87 espécies na clareira, 92 na mata e 90 na borda (Tabela 9). As famílias mais ricas em espécies foram: Araneidae (22 espécies - 17,2%), Theridiidae (18 - 14,1%) e Ctenidae (12 - 9,4%) (Figura 5).

Tabela 9: Abundância das espécies de aranhas na Mata da Vila Cinco - Reserva Ecológica Michelin - REM (Igrapiúna- Bahia). CN= clareira natural, MM= mata matura adjacente e MB= mata de borda. Dados coletados entre julho de 2009 e outubro de 2010.

	CN	MB	MM	REM
ANYPHAENIDAE				
<i>Hibana</i> sp.1	1	2	0	3
<i>Isigonia</i> sp.1	2	2	1	5
ARANEIDAE				
<i>Acacesia</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Alpaida</i> gr. <i>negra</i>	2	0	4	6
<i>Alpaida delicata</i> (Keyserling, 1892)	1	1	1	3
<i>Alpaida</i> sp.1	11	14	14	39
<i>Alpaida</i> sp.2	0	0	1	1
<i>Araneus</i> sp.1	3	2	2	7
<i>Cyclosa fililineata</i> Hingston, 1932	2	0	1	3
<i>Cyclosa</i> sp.1	0	3	2	5
<i>Dubiepeira</i> sp.1	1	0	0	1
<i>Eustala</i> sp.1	6	2	5	13
<i>Gasteracantha</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Hypognatha</i> sp.1	0	0	3	3
<i>Kaira</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Mangora</i> sp.1	2	9	1	12
<i>Melychiopharis</i> sp.1	2	0	0	2
<i>Metazygia</i> sp.1	3	3	2	8
<i>Micrathena</i> sp.1	19	22	13	54
<i>Micrathena</i> sp.2	3	3	3	9
<i>Micrathena</i> sp.3	0	0	1	1
<i>Ocrepeira</i> sp.1	0	1	0	1
<i>Parawixia</i> sp.1	6	1	1	8
<i>Wagneriana</i> sp.1	0	2	1	3

Tabela 9 - continuação

	CN	MB	MM	REM
CAPONIIDAE				
<i>Nops</i> sp.1	1	1	1	3
CORINNIDAE				
<i>Castianeira</i> sp.1	4	1	4	9
<i>Corinna</i> sp.1	7	10	10	27
<i>Corinnidae</i> sp.1	7	2	4	13
<i>Ianduba</i> sp.1	1	0	1	2
<i>Myrmecium</i> sp.1	1	0	0	1
<i>Orthobula</i> sp.1	3	5	2	10
<i>Parachemmis</i> sp.1	0	1	0	1
<i>Stethorrhagus</i> sp.1	0	0	2	2
CTENIDAE				
<i>Ancylometes rufus</i> (Walckenaer, 1837)	0	1	0	1
<i>Celaetycheus</i> sp.1	4	0	10	14
<i>Ctenidae</i> sp.1	1	2	2	5
<i>Ctenus ornatus</i> (Keyserling, 1877)	0	4	4	8
<i>Ctenus rectipes</i> F. O. P.-Cambridge, 1897	14	8	14	36
<i>Ctenus</i> sp.1	4	5	6	15
<i>Enoploctenus cyclothorax</i> (Bertkau, 1880)	6	2	4	12
<i>Enoploctenus maculipes</i> Strand, 1909	1	0	0	1
<i>Gephyroctenus</i> sp.1	0	2	0	2
<i>Isoctenus</i> sp.1	4	10	9	23
<i>Nothroctenus</i> sp.1	5	3	6	14
<i>Nothroctenus</i> sp.2	1	0	3	4
CYRTAUCHENIIDAE				
<i>Cyrtaucheniidae</i> sp.1	1	14	4	19
DEINOPIDAE				
<i>Deinopis</i> sp.1	3	5	1	9

Tabela 9 - continuação

	CN	MB	MM	REM
DIPLURIDAE				
<i>Masteria</i> sp.1	5	2	3	10
GNAPHOSIDAE				
<i>Gnaphosidae</i> sp.1	1	1	0	2
HERSILIIDAE				
<i>Ypypuera</i> sp.1	4	8	5	17
IDIOPIDAE				
<i>Idiops</i> sp.1	3	1	2	6
LINYPHIIDAE				
<i>Meioneta</i> sp.1	5	3	1	9
LYCOSIDAE				
<i>Aglaoctenus</i> sp.1	0	1	0	1
MIMETIDAE				
<i>Ero</i> sp.1	0	1	0	1
<i>Gelanor</i> sp.1	1	3	6	10
MITURGIDAE				
<i>Eutichurus</i> sp.1	0	0	1	1
Miturgidae Gen. Novo	1	3	2	6
NEMESIIDAE				
Nemesiidae gen.1	1	0	3	4
OCHYRO CERATIDAE				
<i>Theotima</i> sp.1	0	0	1	1
OECOBIIDAE				
<i>Oecobius</i> sp.1	0	1	0	1
OONOPIIDAE				
aff. <i>Oonops</i> sp.1	1	3	1	5
<i>Neoxyphinus</i> sp.1	4	0	0	4
<i>Oonops</i> sp.1	3	2	0	5
Gr. Capitato	3	3	1	7

Tabela 9 - continuação

	CN	MB	MM	REM
PALPIMANIDAE				
<i>Fernandezina</i> sp.1	12	21	29	62
<i>Otiothops atlanticus</i> Platnick, Grismado & Ramírez, 1999	18	12	22	52
PHOLCIDAE				
<i>Carapoia</i> sp.1	0	1	0	1
<i>Mesabolivar</i> sp.1	5	6	8	19
PISAUROIDAE				
<i>Architis</i> sp.1	6	6	16	28
<i>Thaumasia</i> sp.1	0	0	1	1
PRODIDOMIDAE				
<i>Lygromma</i> sp.1	4	16	16	36
<i>Lygromma</i> sp.2	1	0	1	2
<i>Lygromma</i> sp.3	0	1	3	4
SALTICIDAE				
<i>Breda</i> sp.1	1	0	0	1
<i>Corythalia</i> sp.1	0	0	2	2
<i>Cotinusa</i> sp.1	1	1	0	2
<i>Lyssomanes</i> sp.1	4	3	0	7
<i>Noegus</i> sp.1	2	6	0	8
<i>Salticidae</i> sp.1	4	7	4	15
<i>Salticidae</i> sp.2	2	7	3	12
<i>Thiodina</i> sp.1	0	2	0	2
SCYTODIDAE				
<i>Scytodes</i> sp.1	2	2	0	4
SENOUCULIDAE				
<i>Senoculus</i> sp.1	1	1	2	4

Tabela 9 - continuação

	CN	MB	MM	REM
SPARASSIDAE				
<i>Olios</i> sp.1	16	19	8	43
<i>Sparianthinae</i> sp.1	4	7	0	11
<i>Thomasettia</i> sp.1	3	3	3	9
SYNOTAXIDAE				
<i>Synotaxus</i> sp.1	0	2	1	3
TETRAGNATHIDAE				
<i>Azilia histrio</i> Simon, 1895	13	7	11	31
<i>Chrysometa</i> sp.1	0	1	0	1
<i>Cyrtognatha</i> sp.1	1	1	6	8
<i>Leucauge</i> sp.1	2	3	6	11
THERAPHOSIDAE				
<i>Ischnocolinae</i> sp.1	1	1	0	2
<i>Magulla</i> sp.1	0	3	0	3
<i>Plesiopelma</i> sp.1	0	0	4	4
<i>Theraphosidae</i> sp.1	1	4	2	7
THERIDIIDAE				
<i>Achaeearanea</i> sp.1	1	0	0	1
<i>Argyrodes elevatus</i> Taczanowski, 1873	0	1	0	1
<i>Argyrodes</i> sp.1	0	1	1	2
<i>Chrosiothes</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Chryso</i> sp.1	7	4	3	14
<i>Dipoena</i> sp.1	3	11	5	19
<i>Dipoena</i> sp.2	1	0	1	2
<i>Dipoena</i> sp.3	0	0	0	0
<i>Dipoena</i> sp.4	3	0	3	6
<i>Episinus</i> gr. <i>cognatus</i>	10	10	13	33
<i>Episinus</i> sp.1	1	9	10	20
<i>Episinus</i> sp.2	0	0	0	0

Tabela 9 - continuação

	CN	MB	MM	REM
<i>Episinus</i> sp.3	1	1	2	4
<i>Euryopsis</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Nesticodes rufipes</i> (Lucas, 1846)	10	1	0	11
<i>Spintharus</i> sp.1	0	6	3	9
<i>Theridiidae</i> sp.1	4	2	1	7
<i>Theridion</i> sp.1	4	0	2	6
THERIDIOSOMATIDAE				
<i>Chthonos</i> sp.1	0	2	0	2
<i>Naatlo</i> sp.1	1	6	2	9
<i>Plato</i> sp.1	3	4	0	7
Theridiosomatidae Gen. Novo	2	0	2	4
THOMISIDAE				
aff. <i>Tmarus</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Aphantochilus rogersi</i> O. P.-Cambridge, 1870	0	0	1	1
<i>Tmarus</i> sp.1	2	5	15	22
<i>Tmarus</i> sp.2	0	1	1	2
TRECHALEIDAE				
<i>Trechalea</i> sp.1	4	2	2	8
ULOBORIDAE				
<i>Uloborus</i> sp.1	0	0	4	4
<i>Miagrammopes</i> sp.1	3	11	3	17
<i>Zosis</i> sp.1	7	1	3	11
ZODARIIDAE				
<i>Tenedos</i> sp.1	3	38	3	44

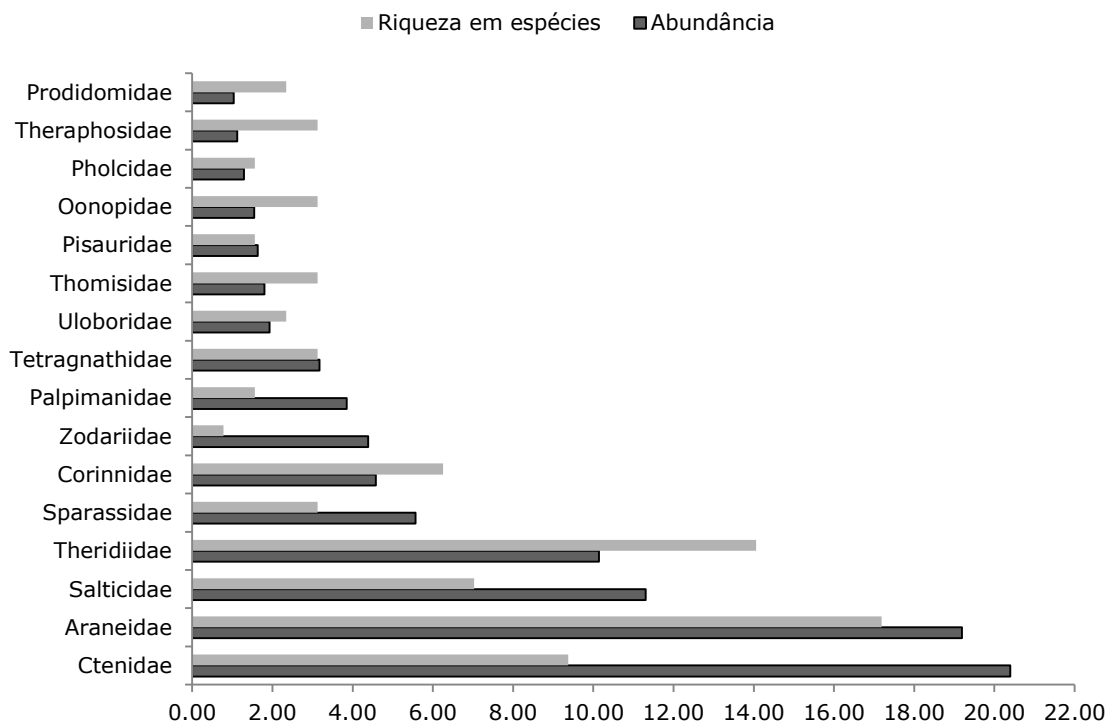


Figura 5: Percentual da abundância e riqueza em espécies por família de aranhas na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Foram consideradas as famílias que representaram no mínimo 1% da abundância total. Dados coletados entre maio 2009 e outubro 2012.

De acordo com estimativas de riqueza em espécies, a estimativa de Jackknife 2 foi a mais elevada, com 185 espécies, já o Bootstrap apresentou estimativa mais baixa, com 140 espécies. As estimativas dos demais estimadores foram semelhantes entre si e revelaram valores intermediários aos de Jackknife1 e Bootstrap (Tabela 10). As curvas de acumulação de espécies estimadas e observadas, não atingiram a assíntota nas três formações (Figura 6). Não se verificou diferença significativa na riqueza observada e estimada (Jackknife 2) entre as três formações (KW, $p > 0,05$).

Tabela 10: Riqueza em espécies de aranhas observada (Sobs) e estimada nas clareiras naturais, matas adjacentes e bordas na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia).

Formações	Sobs	Maior estimador	Menor estimador
Clareira Natural	87	Jack 2 (125)	Bootstrap (101)
Mata	92	Jack 2 (136)	Bootstrap (107)
Borda	90	Jack 2 (136)	Bootstrap (104)
Geral	128	Jack 2 (185)	Bootstrap (140)

Riqueza estimada: Jack2 (Jackknife de 2º ordem)

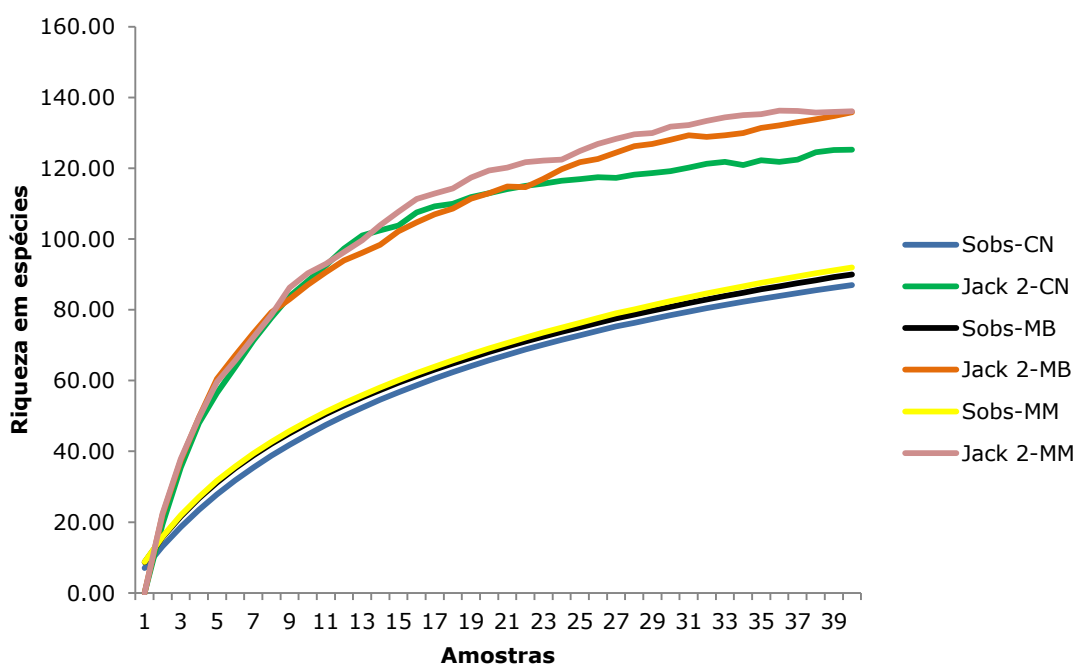


Figura 6: Estimativas de riqueza em espécies de aranhas nas três formações: clareira natural (CN), borda (MB) e mata (MM). Na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Sobs: Espécies observadas. Riqueza estimada: Jack2 (Jackknife de 2º ordem)

Quando analisados os dados das quatro primeiras campanhas de coleta (Julho de 2009 a janeiro de 2010), ou seja, quando as clareiras tinham uma idade máxima de oito meses, verificou-se diferença significativa (MRPP, $p=0.00398857$, $A=0.01368813$, $T=-3.0830481$) na composição de espécies de aranhas entre três formações vegetais. Entretanto quando comparado às formações par-a-par não se verificou diferença significativa entre as formações de clareira natural e borda (Tabela 11). Quando analisados os dados das quatro últimas campanhas de coleta (março de 2010 a outubro de 2010), ou seja, quando as clareiras tinham uma idade mínima de 10 meses e máxima de 16, verificou-se também diferença significativa ($p=0.0456$, $A=0.0090$, $T=-1.8376$) na composição de espécies de aranhas comparando as três formações vegetais. Entretanto, quando comparado às formações par-a-par, não se verificou diferença significativa entre as formações de clareira natural e mata (Tabela 12).

Foram registradas 10 (7,8%) espécies exclusivas na clareira natural, 17 (13,3%) na mata e 14 (11,0%) na borda. Entretanto, nas comparações par-a-par, estes valores foram mais altos: clareira vs. mata, apresentaram respectivamente (19 espécies exclusivas – 14,9%; 26 – 20,3%); mata vs. borda, respectivamente (27 espécies exclusivas – 21,0%; 24 – 18,8%) e clareira vs. borda, respectivamente (20 espécies exclusivas – 15,6%; 23 – 18,0%) (Tabela 11).

Tabela 11: Comparação par-a-par da composição em espécies de aranhas entre as formações vegetais: clareira natural, mata e borda, considerando-se as quatro primeiras campanhas de coleta. Na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Teste de MRPP (Procedimento de Permutação de Reposta Múltipla). T = variação entre grupos; A = variação intra-grupo e p = significância estatística. EE = número de espécies exclusivas na comparação par-a-par. Em negrito os valores com significância estatística.

	T	A	p	EE
Clareira vs. Borda	-1.671	0.0079	0.0608	20 e 23
Clareira vs. Mata	-1.830	0.0827	0.0470	19 e 26
Borda vs. Mata	-3.053	0.0152	0.0059	24 e 27

Tabela 12: Comparação par-a-par da composição em espécies de aranhas entre as formações vegetais: clareira natural, mata e borda, considerando-se as quatro últimas campanhas de coleta. Na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Teste de MRPP (Procedimento de Permutação de Reposta Múltipla). T= variação entre grupos; A= variação intra grupo e p= significância estatística. Em negrito os valores com significância estatística.

	T	A	p
Clareira vs. Borda	-2.4669	0.1350	0.0190
Clareira vs. Mata	-1.0050	-0.0052	0.8520
Borda vs. Mata	-2.3803	0.1233	0.0201

EFEITO TEMPORAL DAS CLAREIRAS SOBRE A ESTRUTURA DO HABITAT - A estrutura do habitat diferiu significativamente entre as quatro subfases das clareiras (MRBP; $p = 0.0056$; $T = -3.2479$; $A = 0.1292$). Quando comparado às subfases par-a-par, se verificou diferenças significativas apenas entre as subfases (1 vs. 3) e (1 vs. 4) (Tabela 13).

Tabela 13: Comparação par-a-par da estrutura do habitat entre as quatro subfases da clareira natural na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Teste de MRBP (Procedimento de Permutação de Reposta Múltipla em Blocos). T= variação entre grupos; A= variação intra-grupo e p= significância estatística. Resultados significantes destacados em negrito. Em negrito, os valores com significância estatística.

Subfases	Idade estimada*	T	A	p
1 vs. 2	4 vs. 8 meses	-1.247	0.0692	0.1107
1 vs. 3	4 vs. 12 meses	-1.986	0.1167	0.0477
1 vs. 4	4 vs. 16 meses	-2.313	0.1732	0.0339
2 vs. 3	8 vs. 12 meses	-0.249	0.0064	0.3910
2 vs. 4	8 vs. 16 meses	-0.989	0.0630	0.1420
3 vs. 4	12 vs. 16 meses	-1.358	0.1280	0.0973

*Idade máxima estimada**

EFEITO TEMPORAL DAS CLAREIRAS SOBRE AS ASSEMBLÉIAS DE FORMIGAS E ARANHAS - Não houve diferença significativa (MRBP; $p= 0.3227$; $T= -0.4246$; $A= 0.001$) na composição de espécies de formigas entre quatro subfases das clareiras.

A composição em espécies de aranhas diferiu significativamente entre as quatro subfases das clareiras (MRBP; $p = 0.0047$; $T = -3.007$, $A=0.2994$). Quando comparado às subfases par-a-par se verificou diferenças significativas apenas entre a subfase quatro e as demais (Tabela 14).

Tabela 14: Comparação par-a-par da composição em espécies de aranhas entre as quatro subfases da clareira natural na Mata da Vila Cinco- Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna- Bahia). Teste de MRBP (Procedimento de Permutação de Reposta Múltipla em Blocos). T= variação entre grupos; A= variação intra-grupo e p= significância estatística. Resultados significantes destacados em negrito. Em negrito os valores com significância estatística.

Subfases	Idade estimada*	T	A	p
1 vs. 2	4 vs. 8 meses	-0.9087	0.0088	0.1765
1 vs. 3	4 vs. 12 meses	0.0363	-0.0004	0.5229
1 vs. 4	4 vs. 16 meses	-2.4134	0.0454	0.0200
2 vs. 3	8 vs. 12 meses	-0.0153	0.0001	0.4832
2 vs. 4	8 vs. 16 meses	-1.9200	0.0199	0.0357
3 vs. 4	12 vs. 16 meses	-2.7010	0.05411	0.0157

*Idade máxima estimada**

DISCUSSÃO

ESTRUTURA DAS CLAREIRAS NATURAIS - As clareiras naturais originadas por desenraizamento favorecem o estabelecimento de plantas pioneiras (Putz, 1983), pois, o solo revolvido facilita a penetração das radículas dessas plantas pioneiras (Tabarelli & Mantovani, 1999). Por outro lado, clareiras pequenas (< 150m²) influenciam negativamente o estabelecimento de plantas pioneiras (Whitmore, 1982; Brokaw, 1982b; Lawton & Putz, 1988). No entanto, um padrão diferente foi observado numa floresta Montana no sudeste brasileiro, onde a ocupação de habitats iluminados por bambus e bambusóides afetou a densidade e riqueza de pioneiras (Tabarelli & Mantovani, 1999). As clareiras naturais originadas por desenraizamento na mata Vila Cinco da REM, embora pequenas, constituem-se em sítios potenciais de estabelecimento de plantas pioneiras, e, portanto, podem fornecer habitats diferenciados para comunidades animais associadas direta ou indiretamente a organismos vegetais (Stiles, 1975; Thompson, 1980), como as formigas (Schupp & Feener, 1991; Matos *et al.*, 1994; Delabie *et al.*, 2007; Quintero *et al.*, 2012) e as aranhas (Gunnarsson, 1990; Halaj *et al.*, 1998; Toti *et al.*, 2000; Baldissera & Silva, 2010).

ESTRUTURA DO HABITAT - A formação das clareiras naturais de fato promoveu mudanças significativas na estrutura ambiental em relação à mata adjacente, especificamente em relação às variáveis microclimáticas e de micro-habitat. Diferenciações deste tipo têm sido reportadas em diversos estudos em florestas tropicais (Hubbell & Foster, 1986; Levey, 1988; Whitmore *et al.*, 1993, Feener & Shupp, 1988; Peres *et al.*, 2007; Patrick *et al.*, 2012). Também verificamos que, ao longo da regeneração no interior das clareiras, ocorrem

alterações significativas na estrutura de habitat, como reportado em outros estudos (Brown, 1993; Palladini *et al.*, 2007). Pois, o fechamento gradual do dossel promove alterações no microclima de áreas abertas (Dunn, 2004; Palladini *et al.* 2007). Desta forma, nossos resultados comprovam o papel das perturbações naturais no aumento da heterogeneidade de habitat em escala espaço-temporal (Connell, 1978; Denslow, 1980; Pickett & White, 1985).

ASSEMBLÉIA DE FORMIGAS - A formação das clareiras naturais desencadeou mudanças significativas na estrutura da assembléia de formigas em relação à mata adjacente. A assembléia de formigas está correlacionada com a estrutura do habitat (Santana-Reis & Santos, 2001; Lassau & Hochuli, 2004; Hites *et al.*, 2005; Delabie *et al.*, 2007), e os distúrbios podem influenciar a riqueza e composição da assembléia de formigas de serrapilheira (Campos *et al.*, 2007; Palladini *et al.*, 2007). Especificamente, as marcantes alterações que a abertura do dossel imprimiu na luminosidade, umidade e temperatura no interior das clareiras naturais, têm estreita relação com as atividades de forrageio e distribuição dos ninhos (Levings, 1983; Hölldobler & Wilson, 1990). Feener & Schupp (1998) propuseram que as alterações microclimáticas e a maior oferta de plantas jovens nas clareiras são fatores que promovem alterações na assembléia de formigas nestas formações. Num estudo realizado numa floresta tropical na Costa Rica, Patrick *et al.* (2012) verificaram resultados convergentes com Feener & Schupp (1998) em relação aos fatores abióticos, onde a insolação e a temperatura diferiram significativamente entre clareira e mata adjacente. Entretanto, surpreendentemente, ambos os estudos não encontraram diferenças significativas entre assembléias de formigas de clareira natural e mata adjacente.

A qualidade e microclima da serrapilheira afeta a comunidade de insetos (Schowalter & Lowman, 1999). A maior espessura de serrapilheira nas formações de mata disponibiliza recursos e favorece a manutenção da umidade, variável que afeta positivamente a abundância de formigas (Levings & Windsor, 1994). Estudos revelaram a relação da espessura da serrapilheira com a composição em espécies (Carvalho & Vasconcelos, 1999) e riqueza de formigas (Matos *et al.*, 1994; Leal, 2003). Embora, num sistema agroflorestal (cacaual), estranhamente, não foi identificada esta associação entre a espessura de serrapilheira e a riqueza em espécies de formigas (Delabie & Fowler, 1995). Os autores atribuíram esta falta de associação à relativamente alta mobilidade das colônias em florestas tropicais. Não discordamos desta explicação, mas, ratificamos que a espessura da serrapilheira está associada à umidade deste micro-habitat, variável ambiental que têm estreita relação com as atividades de forrageio e distribuição dos ninhos (Levings, 1983; Hölldobler & Wilson, 1990), com a abundância das formigas (Levings & Windsor, 1994) e densidade dos ninhos (Kaspari, 1996). A umidade mais alta na mata tem influência positiva na assembléia de formigas (Kaspari & Weiser, 2000). A maior oferta de troncos e galhos caídos no interior das clareiras em relação à mata adjacente fornece sítios importantes para nidificação e obtenção de alimentos para as formigas (Carvalho & Vasconcelos, 1999). Em remanescentes de floresta atlântica um número restrito de formigas utilizam grandes troncos para nidificar (Delabie *et al.*, 1997). No entanto, numa floresta na Costa Rica, a densidade de galhos colonizados por formigas é bastante elevada (Byrne, 1994). Em nosso estudo o volume de madeira foi representado em grande parte por galhos, o que reitera a importância destes recursos na diferença observada das formigas entre as três formações. As clareiras e bordas apresentaram uma maior densidade de herbácea, que tem associação positiva com a riqueza de formigas (Corrêa *et al.* 2006). Além de quê,

estas herbáceas oferecem folhas jovens, que, em florestas tropicais, são altamente comestíveis para insetos herbívoros (Coley, 1983, Schowalter & Lowman, 1999). Ademais, em florestas tropicais, existe uma maior oferta de frutos nas clareiras em relação à mata adjacente (Levey, 1988). A maior oferta de frutos e folhas jovens atraem insetos herbívoros, que servem como recursos para as formigas (Feener & Schupp, 1998). Em suma, as clareiras, matas e bordas possuem estrutura de habitat diferenciado, constituído por variáveis de microclima e micro-habitat que possuem associações positivas ou negativas com as formigas, e assim, abrigam assembléias distintas.

Um estudo realizado numa floresta tropical na Índia verificou que a riqueza em espécies de formigas diferiu significativamente entre clareira e mata adjacente (Basu, 1997), resultado oposto aos de Feener & Schupp (1998) e Patrick *et al.*, (2012). Embora Basu (1997) não tenha mensurado sistematicamente as variáveis de microclima e micro-habitat, tomando conta de observações realizadas em campo, o autor atribuiu a diferença entre as duas formações, à luminosidade elevada e instabilidade térmica nas clareiras, e à maior espessura da serrapilheira nas áreas de mata adjacente. Nossos resultados concernentes a assembléia de formigas corroboram Basu (1997). Assim como, concordamos com as explicações de Feener & Schupp (1998) Patrick *et al.* (2012) de que as alterações microclimáticas promovem alterações na assembléia de formigas nas clareiras naturais. Acreditamos que a técnica de coletas aplicada por Feener & Schupp (1998) - o *pitfall trap*, pode ter obliterado as diferenças entre as assembléias de formigas de clareiras e mata adjacente. O *Pitfall* tende a capturar as espécies ativas da superfície. Além de quê, a estrutura física do solo pode afetar a captura das formigas, e espécies podem escapar destas armadilhas (Bestelmeyer *et al.*, 2000). O *pitfall* não é armadilha mais indicada para amostragem de formigas de serrapilheira (Olson 1991), especialmente para

comparar clareira e mata adjacente, justamente devido à proximidade de ambas, as clareiras estão inseridas nas mata.

O elevado número de espécies exclusivas, assim como, a maior riqueza em espécies de formigas na borda, são intrigantes. Pois, é consenso que o efeito de borda tem implicações deletérias sobre os fragmentos florestais (Murcia, 1995), embora ainda haja dúvida de como mensurar a extensão e ações deste efeito (Murcia, 1995). Recentemente estudos têm contestado a ação deletéria do efeito de borda sobre plantas raras (Godefroid & Koedam, 2003) e besouros (Molnar *et al.* 2001). Inferimos que a borda interna, que se forma ao longo da trilha principal da Mata Vila Cinco funciona como um ecótono (ver Odum, 1988), abrangendo características da borda e da mata adjacente. Assim, apresenta um habitat diversificado, de alta produtividade e adequado à colonização de formigas que respondem a distúrbios (Campos *et al.*, 2007; Palladini *et al.*, 2007). Este resultado inusitado, somado à falta de diferença na assembléia de formigas entre borda e clareira e diferença menos pronunciada na estrutura do habitat entre estas duas formações, sugere que as bordas internas mitigam a importância das clareiras. Entretanto, salientamos que as clareiras abrigam muitas espécies de formigas que não ocorrem na mata e na borda, e, portanto, constituem-se em um ambiente diferenciado para algumas formigas de serrapilheira. Assim, indicamos que estudos futuros devem ser direcionados a bordas internas, especificamente para elucidar o papel destas formações na estruturação de assembléias de formigas.

Em suma, nossos resultados convergem com os estudos para comunidades de plantas tropicais (Levey, 1988; Connell, 1978; Denslow, 1980; Pearson *et al.*, 2003) e corroboram com estudos envolvendo comunidades animais em florestas tropicais: aves na Costa Rica (Levey, 1988), aranhas no Nordeste Brasileiro (Peres *et al.*, 2007) e formigas na Índia (Basu, 1997). Assim, atestamos que a

abertura de dossel altera a estrutura do habitat e promove alterações acentuadas nas assembléias de formigas. Portanto, defendemos que as clareiras naturais, mesmo pequenas, têm papel relevante na promoção da diversidade de formigas de serrapilheira em floresta atlântica. Lembramos que não existe uma relação linear entre o tamanho da clareira e as alterações microclimáticas (Brown, 1993; Whitmore, 1996). Por fim, como as formigas executam funções essenciais no ecossistema, como a dispersão de sementes, é provável que estas diferenciações tenham implicações sobre outros organismos.

Em contraste com os resultados supracitados, a assembléia de formigas não diferiu ao longo do envelhecimento das clareiras, embora a estrutura do habitat tenha variado devido ao fechamento gradual do dossel, como já foi reportado (Brown, 1993, Whitmore, 1996; Dunn, 2004; Palladini *et al.* 2007). Nossos resultados corroboram um estudo recente realizado na Costa Rica, onde verificou-se que a assembléia de formigas não variou com o envelhecimento das clareiras, apesar da correlação negativa entre a insolação e a idade das clareiras (Patrick *et al.*, 2012).

A *priori* este resultado é intrigante, pois, outros estudos demonstraram que as formigas têm estreita relação com a estratificação vegetal (Delabie *et al.*, 2007), e com a complexidade estrutural da vegetação (Ribas *et al.*, 2003). Além disso, a riqueza em espécies de formigas tem correlação positiva com a densidade de herbáceas (Corrêa *et al.*, 2006). Em relação às variáveis microclimáticas e de micro-habitat, a luminosidade, umidade e temperatura afetam a atividade de forrageamento e distribuição de ninhos de formigas (Hölldobler & Wilson, 1990; Kaspari & Weiser, 2000), e a espessura da serrapilheira influencia a composição (Carvalho & Vasconcelos, 1999) e riqueza em espécies de formigas (Matos *et al.*, 1994; Leal, 2003).

De fato, esperava-se que a assembléia de formigas diferisse ao longo do processo sucessional no interior das clareiras, respondendo às alterações na estrutura do habitat. A literatura reporta que as clareiras naturais influenciam a distribuição temporal de plantas e, conseqüentemente, afetam os animais que interagem com estes organismos (Stiles, 1975; Thompson, 1980; Dunn, 2004) e que as formigas de serrapilheira são fortemente afetadas pelo microclima (Kaspari & Weiser, 2000). Entretanto o estudo de campo abrangeu apenas a fase inicial das clareiras - denominada fase clareira "gap phase", que tem uma duração de quatro anos (Fraver *et al.*, 1998). Esta fase é caracterizada por intensas alterações na estrutura da clareira, nas condições microclimáticas e na estrutura da comunidade de vegetal (Hubbell & Foster, 1986), e assim, fortalece a nossa expectativa de que a assembléia de formigas responderia ao processo sucessional no interior das clareiras.

Contudo, as formigas são insetos sociais que formam colônias estáveis (Agosti *et al.*, 2000; Carvalho & Vasconcelos, 2002), sendo muitas vezes territorialistas (Fowler *et al.*, 1991). É comum a alta frequência de formigas anti-herbívoros em áreas de dossel aberto e ensolaradas, como as clareiras (Schupp & Feener, 1991), devido à oferta de plantas em continuo crescimento. Logo, inferimos que as primeiras colônias que ocuparam as clareiras recém-formadas, estabeleceram seus ninhos, explorando os recursos destas formações, e impedindo o estabelecimento de novas colônias em curto prazo (< 2 anos). Assim, a realização de estudos compreendendo períodos mais longos, abrangendo as três etapas da evolução das clareiras - fase clareira, edificação e madura (ver Whitmore, 1990) são necessários para elucidar os mecanismos de ocupação e interação que afetam a dinâmica temporal das assembléias de formigas de serrapilheira em clareiras naturais de florestas tropicais.

Em suma, mesmo as clareiras naturais pequenas, têm um papel importante na dinâmica espacial das assembléias de formigas em floresta atlântica. Porém, têm pouco efeito na dinâmica temporal destes organismos, pelo menos na fase inicial das clareiras (menos de dois anos).

ASSEMBLÉIA DE ARANHAS: A formação das clareiras naturais desencadeou mudanças significativas na assembléia de aranhas em relação à mata adjacente. Esta diferenciação foi observada na estrutura do habitat e, assim, atestamos a associação da assembléia de aranhas com as variáveis de microclima e micro-habitat, já reportada em outros estudos. A estrutura do habitat influencia a composição e/ou a riqueza em espécies de assembléias de aranhas (Uetz, 1991; Santos, 1999; Seyfulina, 2005; Peres *et al.* 2007; Benati *et. al*, 2010; Benati *et. al.*, 2011). As marcantes alterações que a abertura do dossel imprime na luminosidade, umidade e temperatura no interior das clareiras naturais, afetam a distribuição e densidade populacional das aranhas que têm estreitas associações com os estes fatores ambientais (Huhta, 1971; Dondale & Binns, 1977; Rypstra, 1986; Downie *et al.*, 1999; Samu *et al.*, 1999; Peres *et al.*, 2007). Mudança na densidade da vegetação também promove alterações na riqueza e diversidade de aranhas (Gunnarsson, 1990; Halaj *et al.*, 1998).

A maior heterogeneidade do habitat favorece a ocorrência de aranhas teceadeiras, pois esta qualidade eleva a oferta de suporte e abrigos para o estabelecimento das espécies (Simó *et al.*, 2011). As famílias teceadeiras Araneidae, Tetragnathidae e Linyphiidae também revelam forte dependência da umidade relativa do ar (Gillespie, 1987). Estas três famílias representaram mais de 20% das aranhas coletadas, e Araneidae foi a família com maior riqueza em espécies. Apresentaram abundância similar nas três formações (clareira, mata e

borda), porém, a mata abrigou um elevado número de espécies exclusivas destas famílias, quatro vezes maior que a clareira e oitos vezes maior que a borda. A predominância de espécies tecedeiras exclusivas na mata está relacionada às condições microclimáticas mais estáveis, e é uma consequência da baixa luminosidade promovida pelo dossel fechado. Sem dúvida, em clareiras naturais, a luminosidade é a principal variável que controla as demais variáveis microclimáticas, e, que distingue as clareiras das matas adjacentes (Whitmore, 1996). Outro estudo no Nordeste brasileiro comparando clareira e mata adjacente, também mostrou que aranhas tecedeiras exibiram preferência pelas formações de mata (Peres *et al.*, 2007).

A alta abundância de aranhas da família Ctenidae pode ser explicada em parte pela facilidade de serem visualizadas e coletadas devido à intensidade do brilho nos olhos e grande tamanho (Rego, 2003; observação pessoal). Estas aranhas não tecem teias, e muitas espécies do gênero *Ctenus* forrageiam ativamente sobre a serrapilheira e na vegetação (Höfer *et al.*, 1994). Inclusive usam a vegetação para realizar a ecdise (observação pessoal). A maior abundância destas aranhas na formação de mata está associada a menor oferta de troncos caídos (Rego, 2003) e umidade mais elevada (Gasnier & Höfer, 2001).

As diferenças na estrutura da serrapilheira e na cobertura de herbáceas entre as três formações também explicam as diferenças encontradas nas assembléias de aranhas entre as três formações. A riqueza da vegetação influencia positivamente a abundância de aranhas tecedeiras (Baldissera & Fonseca, 2004), assim como, a densidade vegetal afeta a riqueza e diversidade de aranhas (Gunnarsson, 1990; Halaj *et al.*, 1998). A heterogeneidade do habitat pode afetar a riqueza em espécies de aranhas e favorecer a ocorrência de aranhas tecedeiras (Simó *et al.*, 2011). A complexidade da serrapilheira afeta as

assembléias de aranhas (Uetz, 1976, Benati *et al.*, 2011). Um estudo realizado numa floresta decídua revelou que as aranhas têm distribuição estratificada na serrapilheira (Wagner *et al.*, 2003). Assim, uma maior espessura de serrapilheira nas formações de mata disponibiliza maior oferta de refúgios e de presas para as aranhas (Uetz, 1976; Bultman & Uetz, 1984), favorece a distribuição vertical (Wagner *et al.*, 2003), e, assim, pode reduzir a competição. Além disso, a maior espessura da serrapilheira reduz a amplitude térmica e aumenta a umidade (Gonzalez & Zou, 1999), criando condições microclimáticas que afetam positivamente a assembléia de aranhas (Huhta, 1971).

Em contrapartida a maior luminosidade nas clareiras e bordas promove a maior cobertura de herbáceas, contribuindo para o aumento de herbívoros (Harrison, 1987), presas importantes para as aranhas que forrageiam na folhagem (Wise, 1993). Além de quê, a maior cobertura de vegetação herbácea e galhos caídos nas clareiras e bordas oferece suporte adequado para a fixação das teias (Coyle, 1981).

Logo, as clareiras, matas e bordas, possuem estrutura de habitat diferenciado, por variáveis de microclima e micro-habitat que possuem associações positivas ou negativas com as aranhas, e por isso, abrigam assembléias distintas.

Nossos resultados corroboram um estudo realizado numa remanescente de mata atlântica no Nordeste brasileiro, que verificou que as clareiras naturais influenciam a distribuição de aranhas (Peres *et al.*, 2007). Assim, convergem com estudos para comunidades de plantas tropicais (Levey, 1988; Connell, 1978; Denslow, 1980; Pearson *et al.*, 2003) e corroboram estudos envolvendo comunidades animais em florestas tropicais: aves na Costa Rica (Levey, 1988), formigas na Índia (Basu, 1997) e aranhas no Nordeste brasileiro (Peres *et al.*, 2007). Assim, atestamos que a abertura de dossel altera a estrutura do habitat e

promove alterações acentuadas nas assembléias de aranhas. Portanto, defendemos que as clareiras naturais, mesmo as pequenas, têm papel relevante na promoção da diversidade de aranhas em floresta atlântica. Lembramos que não existe uma relação linear entre o tamanho da clareira e as alterações microclimáticas (Brown, 1993; Whitmore, 1996).

As assembléias de aranhas e formigas apresentaram resultados muito similares em relação à diferenciação entre as clareiras, matas e bordas. A soma dos resultados mostra que mesmo pequenas perturbações naturais, como as clareiras, podem exercer forte influência na dinâmica espacial dos artrópodes terrestres. Assim, recomendamos a realização de estudos comparando outros artrópodes, sensíveis a alterações ambientais, como besouros e opiliões, no intuito de verificar o efeito das clareiras naturais sobre a distribuição espacial de artrópodes terrestres neotropicais.

Contudo, houve uma resposta diferente das duas assembléias em relação ao efeito temporal das clareiras naturais. Divergindo da assembléia de formigas, a composição em espécies de aranhas sofreu alterações significativas ao longo do envelhecimento das clareiras. A assembléia de aranhas respondeu as variações temporais na estrutura do habitat. Como já discutido, estudos revelaram associação das aranhas com a densidade da vegetação (Gunnarsson, 1990; Halaj *et al.*, 1998), com a serrapilheira (Huhta, 1971; Uetz, 1976, 1979; Höfer *et al.*, 1996; Green, 1999; Benati *et al.*, 2011) e heterogeneidade habitat (Simó *et al.*, 2011). Ademais o estudo de campo foi realizado durante 16 meses, e, portanto, abrangeu apenas a fase inicial das clareiras - denominada fase clareira "*gap phase*", que tem uma duração aproximada de quatro anos (Fraver *et al.*, 1998). Esta fase é caracterizada por intensas alterações na estrutura da clareira, nas condições microclimáticas e na estrutura da comunidade de vegetal (Hubbell & Foster, 1986). Em suma, as clareiras naturais, mesmo que pequenas,

têm um papel determinante na dinâmica das assembléias de aranhas em floresta atlântica. O efeito espacial é acentuado, mas, o efeito temporal embora detectado neste estudo, precisa ser avaliado em estudos de longa duração (> 4 anos).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L. E. and SCHULTZ, T. R. 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press. 269 p.
- ARMELIN, R.S. and MANTOVANI, W. 2001. Definição de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional das florestas. *Rodriguésia*, **52**:5-15.
- AGOSTI, D. & JOHNSON N.F. Editores. 2005. Antbase. World Wide Web publicação eletrônica. Versão antbase.org, (05/2005). Online available at: <http://antbase.org/>; accessed on 27/04/2012.
- BALDISSERA R.; GANADE G. and FONTOURA, S.B. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. *Biological Conservation*, **118**:403-409.
- BALDISSERA R. and SILVA, V.R. 2010. Diversity and composition of arbustive spiders in an Atlantic Forest fragment and two adjacent areas. *Neotropical Biology and Conservation*, **5**(2):77-85.
- BASU, P. 1997. Seasonal and spatial patterns in ground foraging ants in a rain forest in the Western Ghats, India. *Biotropica*, **29**:489-500.
- BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; TINOCO, M.S. and BRESOVIT, A.D. 2010. Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. *Neotropical Biology and Conservation*, **5**(1):39-46.
- BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; SANTANA, F.D.; BRESOVIT, A.D. and DELABIE, J.H.C. 2011. Avaliação de duas técnicas de translocação de serrapilheira sobre as assembleias de aranhas (Arachnida: Araneae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Neotropical Biology and Conservation*, **6**(1):13-26.
- BESTELMEYER, BT; AGOSTI, D; ALONSO, L.E.; BRANDÃO, C.R.F.; BROWN, W.L., Jr; DELABIE, J.H.C. and SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-living ants: an overview, description, and evaluation. In: *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. In: J.D Agosti; L. Majer; A. Tennant and T. Schultz (eds.), Smithsonian Institution, Washington, pp.122-144.
- BOLTON, B. 2012. Ant Web. Copyright© 2002-2008. The California Academy of Sciences, USA. Online available at: <http://www.antweb.org/>; accessed on 27/04/2012.

- BROKAW, N.V.L. 1982a. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica*, **14**:158-160.
- BROKAW, N.V.L. 1982b. Treefalls: frequency, time, and consequences. In: E. G. Leight, Jr.; A. S. Rand; D. M. Windsor (eds.). *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rythms and Long-Term Changes*. Washington, *Smithsonian Institution Press*, pp.101-108.
- BROKAW, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, **66**:682-687.
- BROWN, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland forest. *Journal of Tropical Ecology*, **9**:153-168.
- BROWN, N. 1996. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap, *Forest Ecology and Management*, **82**, 239-244.
- BULTMAN, T.L. & G.W. UETZ. 1984. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *American Naturalist Midland*, **111**:165-172
- BYRNE, M. M. 1994. Ecology of Twig-dwelling Ant in Wet Lowland Tropical Forest. *Biotropica*, **26(1)**: 61-72.
- CAMPOS, R.B.F.; SCHOEREDER J. H. and SPERBER, C.F. 2007. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. *Basic and Applied Ecology*, **8**:36-43.
- CARVALHO, K. and VASCONCELOS, H. 2002. Comunidade de formigas que nidificam em pequenos galhos da serrapilheira em floresta da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **46(2)**:115-121.
- CHURCHIL, T.B. 1997. Spiders as ecological indicators: An overview for Australia. *Memoirs of the Museum of Victoria*, **56(2)**:331-337.
- CODDINGTON, J.A.; GRISWOLD, C.E.; DAVILA, C.E.; PENARANDA, D.S. and LARCHER, S.F. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In: Dudley EC, editor. *The unity of evolutionary biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Portland (OR): Dioscordes Press. pp. 44-60.
- CODDINGTON, J.A. and LEVI, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*, **22**:565-592.

- COLEY, P.D.; BRYANT J.P. and CHAPIN, F.S. 1985. Resource availability and plant anti herbivore defense. *Science*, **230**:895-899
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*. **199**:1302-1310.
- CÔRREA, M.M.; FERNANDES, W.D. and LEAL, I.R. 2006. D; Diversidade de Formigas Epigéicas (Hymenoptera : Formicidae) em Capões do Pantanal Sul Matogrossense: Relações entre Riqueza de Espécies e Complexidade Estrutural da Área. *Neotropical Entomology*, **35**(6):724-730.
- COYLE, F.A. 1981. Effects of clear-cutting on the spiders community of a Southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology*, **9**:285-298.
- COLWELL, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8.0. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. and SILVERA, K. 1998. Seed dispersal, Seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. *Journal of Ecology*, **86**:674-689.
- DELABIE, J.H.C & FOWLER, H.G. 1995. Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahia cocoa plantations. *Pedobiologia*, **39**(1):423-433
- DELABIE, J.H.C; LACAU,S.; NASCIMENTO I.C.; CASSIMIRO A.B. and CARZOLA, I.M. 1997. Communauté des fourmis de souches d'arbres morts dans trois réserves de la forêt atlantique brésilienne (Hymenoptera, Formicidae). *Ecología Austral*, **7**: 95-103.
- DELABIE, J.H.C; AGOSTI, D. and NASCIMENTO, I.C. 2000. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: D. Agosti, J. Majer, L. Alonso, and T. Schultz, editors. *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests*. Curtin University School of Environmental Biology Bulletin N. 18, Perth, Australia
- DELABIE, J.H.C.; PAIM, V.R.L.M.; NASCIMENTO, I.C.; CAMPIOLO, S.and MARIANO, C.S.F. 2006. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. *Neotropical Entomology*, **35**(5):602-615.
- DELABIE, J.H.C.; JAHYNY, B.; NASCIMENTO, I.C.; MARIANO, C.S.F. LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S.M. and LEPONCE, M. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. **16**:2359–2384.

- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*, **12**:47-55.
- DENSLOW, J.S. and HARTSHORN, G.S. 1994. Treefall Gap Environments and Forest Dynamic Process. *In*: L. A. McDade; K.S. Bawa; H.A. Hespenheide; G.S. Hartshorn (eds.). *La Selva- Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. Chicago, U.S.A. The University of Chicago Press, pp. 120-128.
- DONDALE, C.D. and BINNS M.R.. 1977. Effect of weather factors on spiders (Araneida) in an Ontario meadow. *Canadian Journal of Zoology*, **55**:1336-1341.
- DOWNIE, I.S.; WILSON, W.L.; ABERNETHY, V.J.; MCCRACKEN, D.I.; Foster, G.N.; RIBEIRA, I.; MURIPHY, K.J. and WATERHOUSE, A., 1999. The impact of different agricultural land-use on epigeal spider diversity in Scotland. *Journal of Insect Conservation*, **3**:273-286.
- DUNN, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, **18**(2): 302-309.
- FEENER JR., D.H. and SCHUPP, E.W. 1998. Effect of treefall gaps on the patchiness and species richness of neotropical ant assemblages. *Oecologia*, **116**(1-2):191-201.
- FLESHER, K. M. 2006. The biogeography of the medium and large mammals in a um an dominated landscape in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil: evidence for the role of agroforestry systems as wildlife habitat. Tese (Doutorado). Program in Ecology and Evolution. School - New Brunswick Rutgers, The State University of New Jersey. 624p
- FOELIX, R.F. 1996. *Biology of Spiders*. Oxford University Press, 276 p.
- FOWLER, H.G.; FORTI, L.C.; BRANDÃO, C.R.F.; DELABIE, J.H.C. and VASCONCELOS, H.L. 1991. Ecologia Nutricional de formigas. *In*: PANIZZII A.R., PARRA J.R.P. (eds.), *Ecologia Nutricional de Insetos e suas Implicações no Manejo de Pragas*, Ed. Manole e CNPq, SP, p. 131-223.
- FOURNIER, L.A., 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, **24**:422-423.
- FRAVER, S., BROKAW, N.V.L. and SMITH, A.P. 1998. Delimiting the gap phase in the growth cycle of a Panamanian forest. *Journal of Tropical Ecology*, **14**:673-681.

- GASNIER, T.R. and HÖFER, H. 2001. Patterns of abundance of four species of wandering spiders (Ctenidae: Ctenus) in a forest in central Amazonia. *The Journal of Arachnology*, **29**:95-103.
- GIBSON, C.W.D.; HAMBLER C. and BROWN, V.K. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology*, **29**:132-142.
- GILLESPIE, R.G. The mechanisms of habitat selection in long-jawed orb-weaving spider *Tetragnatha elongata* (Araneae: Tetragnathidae). *Journal of Arachnology*, **15**:81-90.
- GONZALEZ G. and X. ZOU. 1999. Plant litter influences on earthworm abundance and community structure in a tropical wet forest. *Biotropica*, **31(3)**:486-493.
- GREEN, P.T. 1996. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. *Journal of Tropical Ecology*. **12**:427-434.
- GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *Journal of Animal Ecology*, **59**:743-752.
- HARRISON, S. 1987. Treefall gaps versus forest understory as environments for a defoliating moth on a tropical forest shrub. *Oecologia*, **72**:65-68.
- HOFER H.; BRESOVIT A.D. and GASNIER, T.R. 1994. The wandering spiders of the genus *Ctenus* (Ctenidae: Araneae) of Reserva Ducke, a rainforest in central Amazonia. *Andrias*, **13**:81-89.
- HALAJ, J.; ROSS, D.W. and MOLDENKE. A.R. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology*, **26**:203-220.
- HITES, N. L.; MOURÃO, M. A. N.; ARAÚJO, F. O.; MELO, M. V. C.; BISEAU, J.C. and QUINET, Y. 2005. Diversity of the ground-dwelling ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) of a moist, montane forest of the semi-arid Brazilian Nordeste. *Revista de Biologia Tropical*. **53**(1-2):165-173.
- HÖLDOBLER, B. and WILSON, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press, Cambridge, Mass. 732 p.
- HUBBELL S.P and FOSTER R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. *In*: Crawley MJ (ed) *Plant ecology*. Blackwell, Oxford, pp 77-96.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIAN, S.T.; HARMS, K.E; CONDIT, K.E.R.; WECHSLER, B.; WRIGHT, S.J. and LOO DE LAO, S. 1999. Light gap

- disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. *Science*, **283**:554–557.
- HUHTA, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Annales Zoologici Fennici*, **8**:483-542.
- KASPARI, 2000. A primer on ant ecology. In: J.D Agosti; L. Majer; A. Tennant and T. Schultz (eds.), *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution, Washington, pp. 9-24.
- KASPARI, M. and WEISER, M.D. 2000. Ant activity along moisture gradient in a Neotropical forest. *Biotropica*, **32**:703–711.
- KOWAL, V. and RALPH, C. 2011. Edge effects of three anthropogenic disturbances on spider communities in Alberta's boreal forest. *Journal of Insect Conservation*, **2**:1-15.
- LASSAU, S. A. and HOCHULI, D. F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*. **27**(2):157–164.
- LAWTON, R.O. and PUTZ, F.E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology*, **69**:764-777.
- LEAL, I.R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades da paisagem da Caatinga, p.435-460. In I.R. Leal, M. Tabarelli and J.M. Silva (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora. da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 802 p.
- LEVEY, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology*. **69**:1076-1089.
- LEVINGS, S.C. 1983. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs*. **53**:435-455.
- LEVINGS, S.C. and WINDSOR, D.M. 1984. Litter moisture content as a determinant of litter arthropod distribution and abundance during the dry season on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*, **16**:125–131.
- LIMA, R.A.F. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*. **28**(4):651-670.
- LONGINO, J. T. 2000. What to do with the data. In: D. AGOSTI; J.D. MAJER; L. E. ALONSO and T. R. SCHULTZ (eds.). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, p.186-203.
- MATOS, J.Z.; C.N. YAMANAKA; T.T. and CASTELLANI; B.C. LOPES. 1994. Comparação da fauna de formigas de solo em áreas de plantio de *Pinus elliottii*,

- com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). *Biotemas*. **7**(1-2):57-64
- MCCUNE, B. and MEFFORD., M. J. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.25, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MCCUNE, and. & GRACE, J.B. 2002. Analysis of Ecological Communities. Glenedeu Beach, Oregon, USA. 300p.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented Forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. **10**:58-62.
- PALLADINI, J.D.; JONES, M.G.; SANDERS, N.J. and JULES, D.E.S. 2007. The recovery of ant communities in regenerating temperate conifer forest. *Forest Ecology and Management*, **242**:619–624.
- PATRICK, M.; FOWLER, D.; DUNN, R.R. and SANDERS, N.J. 2012 (in press). Effects of Treefall Gap Disturbances on Ant Assemblages in a Tropical Montane Cloud Forest. *Biotropica*, 1:7.
- PEARSON, T.R.H.; BURSLEM, D.F.P., GOERIZ, R.E. and DALLING, J.W. 2003. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. *Journal of Ecology*, **91**:785-796.
- PERES, M. C. L., J. M.C. SILVA & A. D. BRESOVIT. 2007. The influence of treefall gaps on the distribution of web building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, Northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **42**: 49-60.
- PERES, M.C.L; SOUZA-ALVES, J.P.; BENATI, K.R., DIAS, M.A.; OLIVEIRA-ALVES, A.; MÁXIMO, C.O. and BRESOVIT. A.D. 2010. Distribution of leaf litter spider (Araneae) in treefall gaps and on adjacent forest in an atlantic rainforest remnant in Bahia State , Brazil. *Revista Biociências Unitaui*, **16**(2):109-115.
- PICKETT, S. T. and WHITE, P. S. 1985. *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. New York, Academic Press. 472 p.
- PLATNICK, N. I. 2012. The World Spider Catalog, Version 12.5 American Museum of Natural History, New York. On line available at <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/COUNTS.html>. accessed on 15/06/2012.
- PUTZ, F.E. 1983. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, **64**:1069-1074.

- QUINTERO, A.M.; BECKER, V.O. and DELABIE J.H.C. 2012. Ant (Formicidae) Assemblages Associated With *Piper* Spp. (Piperaceae) In The Undergrowth Of An Atlantic Rainforest Remnant In Southeastern Bahia, Brazil. *Sociobiology*, **59**(3):1-14.
- REGO, F.N.A.A. 2003. Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de aranhas do Sub-bosque de uma floresta de Terra-firme, na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado (Ecologia). Programa Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convenio INPA/UFAM. Manaus – AM. 70p
- RIBAS, C.R.; SCHOEREDER, J.H.; PIC, M. and SOARES, S.M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, **28**:305-314.
- RICHARD, P.W. 1996. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge, London, Cambridge University Press, 574 p.
- RIECHERT, S.E. and L. BISHOP, L. 1990. Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in a garden test system. *Ecology*. **71**(4):1441-1450.
- RYPSTRA, A.L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forests: relative abundance and environmental correlates. *American Midland Naturalist*. **115**:42-51.
- RUNKLE, J.R. 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology*, **62**(4): 1041-1051.
- RUNKLE, J.R. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. *In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (S.T. Pickett and P.S. White, eds.). New York, Academic Press, p. 17-33.
- SANTANA-REIS, V.P.G. & G.M.M. de SANTOS. 2001. Influência da estrutura do habitat em comunidades de formigas em Feira de Santana, Bahia, Brasil. *Sitientibus*, **1**:66-70.
- SANTOS A.J. 1999. Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (Linhares—ES) (MSc thesis). São Paulo: Universidade Estadual de Campinas. 109 p.
- SCHNITZER, S.A. & W.P CARSON (2001). Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology*, **82**(4):913-919.
- SCHOWALTER, T.D. and M.D. LOWMAN. 1999. Forest herbivory. In: L.R. Walker (Ed.) *Ecosystems of the World: Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier, Amsterdam. pp. 269-285,

- SCHUPP G.W. and FEENER D.H. JR. 1991. Phylogeny, lifeform, and habitat dependence of ant-defended plants in a Panamanian forest. In: Huxley CR, Cutler DF (ed) *Ant-plant interactions*. Oxford University Press, Oxford, pp. 175-197.
- SIMÓ, M.; LABORDA, A.; JORGE, C. and CASTRO, M. 2011. Las arañas en agroecosistemas: bioindicadores terrestres de calidad ambiental. *Revista Del Laboratorio Tecnológico Del Uruguay – INNOTEC*, **6**:51-55
- STILES, F.G. 1975. Ecology, flowering phonology, and hummingbird pollination of some Costa Rica Heliconia species. *Ecology*, **56**:285-301.
- TABARELLI, M and W. MANTOVANI. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia*, **59**:251-261.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical Montane rain forest: the effects of gap structure and bamboo species. *Plant Ecology*. **148**:149-155.
- THOMPSON, J.N. 1980. Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs. *American Midland Naturalist*, **104**:176-184.
- TOTI, D.S.; COYLE, F.A. and MILLER, J.A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of Arachnology*. **28**:329–345.
- UETZ, G.W., 1976. Gradient analysis of spider communities in a Streamside Forest. *Oecologia* **22**:373-385;
- UETZ, G.W., 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities Illinois. *Oecologia*, **40**:29-42.
- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. In: *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. (S.A. Bell, E.D. McCoy & H.R. Mushinsky, eds.). Chapman & Hall Press, London, pp. 325-348.
- WARD, P. S. 2000. Broad-Scale Patterns of Diversity in Leaf Litter Ant Communities. In: Ward, P.S.; Agosti, D.; Majer, J.; Alonso, L.; Schult, T. *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Publisher: Smithsonian Institution Press, pp: 99-121.
- VANDERMEER J.H.; STOUT J. and MILLER G. 1974. Growth rates of *Welfia georgii*, *Socratea durissima*, and *Iriartea gigantea* under various conditions in a natural rainforest in Costa Rica. *Principes*, **18**:148–154

- WAGNER, J.D.; TOFT, S. and WISE, D.H. 2003. Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders. *The Journal of Arachnology*, **31**:28–39
- WHITMORE, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, **70**:536-538.
- WHITMORE, T.C. 1990. An Introduction to tropical rain forests. New York, Oxford University Press, 226 p.
- WHITMORE, T.C.; BROWN, N.D.; SWAINE, M.D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY C.I. and GONG, W.K. 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, **9**:131-159.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. *In: The ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). Unesco, Paris, pp. 3-39.
- WISE, D.H. 1993. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.328 p.
- ZIESCHE, T.M. and MECHTHILD, R. 2008. Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management*, **255**(2008):738–752

CONSIDERAÇÕES FINAIS CAPÍTULOS I e II

O zoneamento interno proposto para clareiras naturais em três zonas: zona de raiz, de tronco e de copa, não afeta a composição em espécies de formigas de serrapilheira em floresta atlântica. Diferente do que tem sido observado para a colonização de plantas pioneiras. Contudo, nossos resultados se aplicam a pequenas clareiras naturais (40 a 80m²), que revelaram heterogeneidade interna baixa. Assim, está falta de respostas da assembléia de formigas ao zoneamento pode ser explicada pela similaridade das três zonas em relação a luminosidade e serrapilheira. Indicamos estudos em grandes clareiras naturais (> 150m²), para corroborar nosso resultado.

A estrutura do habitat, especificamente as variáveis de microclima e micro-habitat, diferem entre clareiras naturais e mata adjacente. Esta mesma estrutura variou significativamente ao longo da regeneração das clareiras, avaliadas durante 16 meses consecutivos. Assim, defendemos que mesmo pequenas clareiras (< 150m²) promovem o aumento da heterogeneidade de habitat em escala espaço-temporal. Portanto, podem exercer forte efeito sobre organismos animais, em especial animais sensíveis a alterações de micro-habitat e microclima.

As clareiras naturais, mesmo as pequenas (86 a 110m²), têm um papel importante na dinâmica espacial das assembléias de formigas de serrapilheira em floresta atlântica. Porém, têm pouco efeito na dinâmica temporal destes organismos, pelo menos na fase inicial das clareiras (menos de dois anos), denominada "gap phase".

As clareiras naturais, mesmo as pequenas (86 a 110m²), têm um papel determinante na dinâmica das assembléias de aranhas em floresta atlântica. O

efeito espacial é acentuado, mas, o efeito temporal, embora detectado neste estudo, ainda precisa ser avaliado em estudos de longa duração (> 4 anos).

O efeito das clareiras naturais sobre a dinâmica espacial das assembléias de formigas e aranhas foi similar, e deve estar associado às condições diferenciadas do microclima e do micro-habitat das clareiras naturais. Assim, inferimos que as clareiras naturais, podem exercer influência na dinâmica espacial de artrópodes terrestres neotropicais. Contudo, são necessários estudos comparando outros artrópodes, como besouros, opiliões e lepidópteros, para confirmar esse efeito.

Em relação ao efeito temporal das clareiras naturais sobre as assembléias de formigas e aranhas, as respostas foram antagônicas. Este resultado pode estar associado ao comportamento diferenciado das duas assembléias, as formigas são eusocias e as aranhas solitárias. Assim, as formigas são mais fiéis ao habitat que as aranhas. Além disso, o efeito da sazonalidade é acentuado nas aranhas. Contudo, recomendamos muita ponderação. A realização de estudos compreendendo períodos mais longos, abrangendo as três etapas da regeneração das clareiras - fase clareira, edificação e madura, deverão elucidar o efeito temporal das clareiras naturais sobre as assembléias de formigas e aranhas neotropicais.

Por fim, na literatura científica é consenso, exceto por (Hubbell *et al.*, 1999; Dalling *et al.*, 1998; entre outros). As clareiras naturais promovem a heterogeneidade habitat, aumentam a diversidade de espécies e tem papel determinante na regeneração de florestas tropicais. As assembléias de formigas e aranhas regulam direta ou indiretamente importantes processos ecossistêmicos. Portanto, este estudo contribui com subsídios para planos de manejo e conservação em florestas tropicais.