

DIEGO SANTANA ASSIS

**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SISTEMAS
AGRÍCOLAS SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiarum*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2015

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

A848i
2015
Assis, Diego Santana, 1988-
Influência de variáveis ambientais e sistemas agrícolas
sobre a comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) /
Diego Santana Assis. – Viçosa, MG, 2015.
xii, 69f : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Evaldo Ferreira Vilela.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Formigas. 2. Fragmentação florestal. 3. Ecologia
florestal. 4. Sistemas agrícolas. I. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Entomologia. Programa de
Pós-graduação em Entomologia. II. Título.

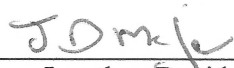
CDD 22. ed. 595.796

DIEGO SANTANA ASSIS

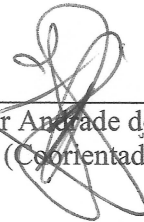
**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SISTEMAS
AGRÍCOLAS SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

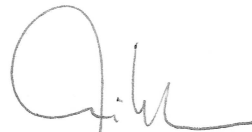
APROVADA: 21 de janeiro de 2015.



Jonathan David Majer



Iracem Andrade dos Santos
(Coorientadora)



Evaldo Ferreira Vilela
(Orientador)

À minha família por ter me apoiado, à
minha namorada Katty pelas horas de
conversa e risadas bobas, eu dedico.

“Beware of false knowledge; it’s more dangerous than ignorance.” (George Bernard Shaw).

“If I have seen further than others, it is by standing upon the shoulders of giants.” (Sir Isaac Newton).

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família. Minha mãe e Pai por me apoiarem em meus estudos, muitas vezes financeiramente e com conselhos valiosos.

Aos amigos que fiz, durante a graduação que me ajudaram durante todo o mestrado, as vezes com conselhos outras com correções e auxílios metodológicos.

Aos amigos que fiz durante o mestrado, principalmente ao Hernane Araújo, que sempre me ajudou, durante a adaptação no laboratório e literalmente durante todo o mestrado, com conselhos e correções linguísticas. E aos demais companheiros de laboratório meu muito obrigado.

Não poderia deixar de agradecer Gabe Newell que proporcionou horas de diversão, quando tudo era estresse. Pelos momentos pensativos e de adrenalina, pelas correrias e imaginação. Thank you man.

A minha namorada Katty Barrios, que quando eu estava estressado ou com raiva de algo dizia que tudo iria dar certo. E deu!!! E que torceu por mim todo este caminho aqui na UFV, atravessando por todo caminho árduo chamado “obtenção do título de Magister Scientiae”. Muchas gracias chica.

Ao meu orientador Pr. Dr. Evaldo Ferreira Vilela, que primeiramente me aceitou para ser orientado, sem nem ao menos me conhecer, e depois com os conselhos que se eu não tivesse seguido, não estaria defendendo hoje. Meu muito obrigado.

Aos co-orientadores Prof^a. Dr^a. Iracenir Andrade dos Santos que me apresentou ao fantástico mundo das formigas, o qual sou apaixonado, e que me ensinou muito. Ao Flavio Nunes Ramos, que foi essencial para este trabalho. Muito obrigado a ambos, por suas contribuições e conselhos.

Ao Prof. Dr. Jonathan D. Majer que me ajudou com as análises estatísticas, dando novas ideias e abordagens. Além de ter ajudado quando eu mais precisava de ajuda. Muito obrigado.

E finalmente a Capes, pela concessão da bolsa de estudos.

BIOGRAFIA

Diego Santana Assis, filho de Antônio Henrique de Assis e Maria de Fátima de Jesus Santana, nasceu em Boa Esperança, Minas Gerais, em seis de abril de 1988. Em março de 2013 graduou-se em Ciências Biológicas, modalidade Bacharelado, pela Universidade Federal de Alfenas (Unifal-MG), Alfenas-MG. Em abril de 2013 iniciou o mestrado em entomologia na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa Minas Gerais, concluindo em janeiro de 2015.

CONTEÚDO

RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 <i>FragmeAtação florestal e de habitat</i>	1
1.2 <i>Matrizes agrícolas</i>	2
1.3 <i>BioiAdicadores</i>	3
2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	6
INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SISTEMAS AGRÍCOLAS SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE)	14
3 INTRODUÇÃO	15
4 MATERIAIS E MÉTODOS	19
4.1 <i>Área de estudo</i>	19
4.2 <i>Amostragem de formigas</i>	19
4.3 <i>AAálises estatísticas</i>	20
4.3.1 <i>Diferenças entre os Fragmentos Florestais e Matrizes Agrícolas</i>	20
4.3.2 <i>Diferenças no gradiente de distância</i>	21
4.3.3 <i>Análise Similaridade</i>	22
4.4 <i>Guildas FuAcioAais</i>	23
5 RESULTADOS	25
<i>MirmecofauAa</i>	25
5.1 <i>ComuAidade Aos fragmeAtos florestais e matrizes agrícolas</i>	27
5.2 <i>ComuAidade de formigas Ao gradieAte de distâAcia</i>	36
5.3 <i>Guildas fuAcioAais</i>	41
6 DISCUSSÃO	44
6.1 <i>Espécies Aos sistemas</i>	44
6.1.1 <i>Matrizes agrícolas de pastagem</i>	44
6.1.2 <i>Matrizes agrícolas de cana de açúcar</i>	46
6.1.3 <i>Matrizes agrícolas de café</i>	47
6.1.4 <i>Fragmentos florestais</i>	47
6.2 <i>ComuAidades de formigas Aos sistemas</i>	48
6.2.1 <i>Sistemas – fragmentos florestais e matrizes agrícolas</i>	48
6.2.2 <i>Gradiente – interior fragmento florestal – interior matriz agrícola</i>	49
6.3 <i>Riqueza e composição da comuAidade de formigas</i>	51
6.3.1 <i>Riqueza e similaridade nos sistemas</i>	51
6.3.2 <i>Riqueza de similaridade no gradiente de distância</i>	52

6.4	<i>Guildas funcionais</i>	53
7	CONCLUSÕES GERAIS	56

RESUMO

ASSIS, Diego Santana, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, janeiro de 2015. **Influência de variáveis ambientais e sistemas agrícolas sobre a comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae)**. Orientador: Evaldo Ferreira Vilela. Coorientadores: Angelo Pallini, Iracenir Andrade dos Santos e José Cola Zanúncio.

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais com alto índice de perdas de habitat e intenso processo de fragmentação florestal. A grande pressão agropecuária é uma das principais causas dessa fragmentação. A heterogeneidade do habitat é um dos grandes fatores que influencia nas comunidades animais. Este trabalho teve como objetivo, mensurar os impactos das culturas agrícolas sobre as comunidades animais, e sobre os fragmentos florestais adjacentes. Utilizamos a comunidade de formigas como variável resposta para as nossas hipóteses: (1) O tipo de plantação (matriz) agrícola influencia na comunidade de formigas? (2) As bordas dos fragmentos florestais são mais susceptíveis ao tipo de matriz adjacente, ou seja, qual tipo de matriz influencia mais sobre as bordas; (3) Existe uma mudança na comunidade com o distanciamento do interior do fragmento florestal. As coletas foram feitas em nove fragmentos florestais, e nove matrizes agrícolas, três de cada tipo de cultura (café, cana de açúcar, e pastagem). Ao todo utilizamos 180 armadilhas de interceptação do tipo *pitfall*, que foram colocadas em um gradiente, de distância do interior da matriz para o interior do fragmento florestal. Subdividimos o transecto em interior do fragmento florestal, borda do fragmento florestal, borda da matriz agrícola e interior da matriz agrícola. A riqueza variou para os fragmentos florestais e matrizes agrícolas ($p < 0.05$). Matrizes de pastagem e fragmentos florestais adjacentes a pasto e café, foram os que tiveram uma menor riqueza. Enquanto matrizes de café e cana, juntamente com os fragmentos florestais circundados por cana de açúcar tiveram uma maior riqueza. Mesmo a riqueza das matrizes de café sendo menor elas obtiveram uma maior similaridade com os fragmentos florestais que com as demais matrizes agrícolas. A análise do gradiente também mostrou que há uma diferença significativa ($p < 0.05$). Fizemos uma análise de contraste, para descobrir a diferença que se deu em dois níveis: 1)

Interior (Matriz Pastagem, Fragmentos de Café e Pastagem), e Borda (Matriz de Café, Cana e Pastagem, Fragmento de Café e Pastagem); e 2) Interior (Matrix de Café e Cana, e Fragmento de Cana), e Borda (Fragmento de Cana). As guildas funcionais nos fragmentos também tiveram diferença, nos fragmentos florestais formigas generalistas foram maioria (35%), porém houve também um alto índice de formigas predadoras (32%). Enquanto nas matrizes agrícolas as formigas generalistas tiveram mais de 48% de presença nas coletas, e pouco mais de 16% de predadoras. Nossos possuem fortes indícios que as comunidades de formigas são influenciadas pela estrutura vegetacional. E que matrizes agrícolas de porte baixo, como o pasto, causam uma degradação enorme nos fragmentos florestais, enquanto matrizes de porte maior tendem a aguentar uma maior biodiversidade.

ABSTRACT

ASSIS, Diego Santana, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, January, 2015. **Influence of environmental variables and agricultural crops on ant community (Hymenoptera: Formicidae)**. Adviser: Evaldo Ferreira Vilela. Co-advisers: Angelo Pallini, Iracenir Andrade dos Santos and José Cola Zanúncio.

The Atlantic Forest is one of the tropical forests with higher rates of habitat loss and intensive process of forest fragmentation. The great agricultural pressure is the major cause of this fragmentation. The forest fragmentation process decreases the heterogeneity of habitat that is a main factor that affects the animal communities. This study aimed to measure the impacts of agricultural crops on animal communities, and on her adjacent forest fragments. We use the ant community as the dependent variable for our hypotheses: (1) the type of planting agricultural (matrix) influence in the community of ants? (2) The edges of forest fragments are more susceptible to the type of adjacent matrix, IE, what type of matrix influence more on the edges; (3) There is a change in the community with the distance from inside the forest fragment. We obtained the samples in nine forest fragments and nine agricultural matrices, three on each type of crop (coffee, sugar cane and pasture). Altogether, we use 180 pitfall traps, which we installed in a distance gradient from center of the matrix to center of forest fragment. We subdivided the gradient transect in interior of the forest fragment, edge of the forest fragment, edge of agricultural matrix and interior the agricultural matrix. The richness varied for the types of adjacent forest fragments and agricultural matrices ($p < 0.05$). Pasture matrices and forest fragments adjacent to pasture and coffee, had a low richness of ants species. While arrays of coffee and sugar cane, together with the forest fragments surrounded by sugar cane had a higher richness. Even that the richness of species of coffee being less it had a higher similarity to forest fragments. The distance gradient analysis also showed that there was a significant difference, among the stratum ($p < 0.05$). We made post-hoc analysis, to discover where was the difference. The difference had two levels: 1) Interior (Agricultural Matrices of Pasture and Forest Fragments of Coffee and Pasture) and Edge (Agricultural Matrix of Coffee, Sugar Cane and Pasture, and Forest Fragment of Coffee and

and Forest Fragment of Sugar Cane) and Edge (Forest Fragment of Sugar Cane). We observed the functional guilds in the fragments, generalist ants were majority (35%), but there was also a high rate of predatory ants (32%). While in agricultural matrix the generalist ant had more than 48% of sampled, and just over 16% of predators. We have strong evidence that community of ants are influenced by vegetation structure, in this case of the type of agricultural culture. And agricultural matrix of vegetation of small size, such as pasture, affect negatively the community of ants and cause a huge degradation in forest fragments, while agricultural matrix with a high vegetation tend to endure greater biodiversity.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. *Fragmentação florestal e de habitat*

A fragmentação florestal é a transformação de um extenso habitat, pedaços isolados entre si e circundados por uma matriz de vegetação diferente da original, quebrando a ligação entre os remanescentes (Fahrig, 2003; Vandermeer & Perfecto, 2007). É considerada um dos maiores problemas enfrentados pela biodiversidade (Saunders *et al.* , 1991; Tilman *et al.* , 2001). Sendo a ação antrópica o principal agente causador da fragmentação florestal (Olf & Ritchie, 2002; Hanski, 2005; Tabarelli & Gascon, 2005).

A redução da área florestal gera uma perda de hábitat e pode causar diversas consequências graves como a perda de espécies (Krauss *et al.* , 2010), comprometimento de serviços ambientais (Myers, 1996; Bianchi *et al.* , 2010; Aerts & Honnay, 2011; Estavillo *et al.* , 2013), redução de recursos, empobrecimento dos solos (Gascon & Lovejoy, 1999), aumento da competição intra e interespecífica (Fahrig, 2003; Banks *et al.* , 2007) e mudança no comportamento de algumas espécies (Banks *et al.*, 2007).

Além destes efeitos existem ainda o declínio populacional, que favorece a invasão de espécies exóticas (Murcia, 1995; McKinney & Lockwood, 1999), dominância de espécies mais tolerantes a condições adversas (Wirth *et al.*) que pode levar ao colapso do sistema ecológico local e regional (McKinney & Lockwood, 1999; Kupfer, 2006). Problemas com a perda da variabilidade genética também foram relatados (Haag *et al.* , 2010), o que pode gerar extinções locais e regionais (McKinney & Lockwood, 1999; Paglia *et al.* , 2006).

Os efeitos da fragmentação florestal podem ser diretos ou indiretos (Fahrig, 2003). Onde os efeitos diretos seriam os que agem sobre os organismos, um exemplo disso é a morte de animais ou plantas durante o ato da fragmentação (Fahrig, 2003). Já os efeitos indiretos são os que mais afetam, pois desestruturam todo o ecossistema local. Segundo Fahrig (2003) e Saunders e colaboradores (1991) os principais efeitos são a redução do tamanho do remanescente e o isolamento entre eles. Sendo a forma, o tamanho e a distribuição espacial dos fragmentos florestais e das matrizes agrícolas fatores chaves para a manutenção das comunidades de espécies e para os serviços ambientais nessas paisagens (Forman & Godron, 1981; Forman, 1995; Gascon & Lovejoy, 1999; Cook *et al.*, 2002 1995; Kupfer, 2006).

1.2. *Matrizes agrícolas*

Matrizes são áreas de estruturas e composição de espécies de plantas diferentes que circundam um fragmento (Forman & Godron, 1981; Ricketts, 2001). Essas matrizes possuem um alta influência sobre o fragmento florestal (Laurance, 2004; Bender & Fahrig, 2005; Fischer & Lindenmayer, 2007; Franklin & Lindenmayer, 2009; Estavillo *et al.*, 2013), podendo restringir o fluxo gênico (Gascon & Lovejoy, 1999) e aumentar o impacto de fatores abióticos (Laurance, 2004).

Matrizes agrícolas que circundam os fragmentos florestais agem fortemente na dinâmica das populações (Gascon & Lovejoy, 1999; Ricketts, 2001; Dias *et al.*, 2013) e na estrutura das comunidades que habitam os fragmentos florestais adjacentes à ela (Metzger, 1999; Kupfer, 2006; Laurance & Vasconcelos, 2009). Funcionando como um filtro seletivo na movimentação das

espécies florestais entre os remanescentes florestais e outras matrizes (Gascon & Lovejoy, 1999; Brady *et al.*, 2009).

Matrizes agrícolas também alteram a evapotranspiração, e consequentemente o microclima (Chen *et al.*, 1999; Perfecto & Vandermeer, 2002; Kupfer, 2006). Porém, o tipo da matriz agrícola pode reduzir tanto o efeito causado pelo tamanho do fragmento quanto o efeito de borda, isso desde que a estrutura da matriz seja similar ao remanescente florestal (Kupfer, 2006; Franklin & Lindenmayer, 2009; Ribeiro *et al.*, 2009).

Matrizes agrícolas mais heterogêneas possuem mais condições de sustentar uma maior biodiversidade (Franklin & Lindenmayer, 2009), além de fornecerem pontos de parada para diversos organismos que estão em movimento entre os fragmentos florestais (Forman & Godron, 1981).

A matriz agrícola também pode favorecer espécies invasoras (With, 2002, 2004; Harper *et al.*, 2005; Brady *et al.*, 2009). Muitas vezes impactando a economia (Hulme, 2003). As características da matriz agrícola também podem influenciar nas interações entre as espécies (Diekötter *et al.*, 2007). Diekötter *et al.* (2007) mostram que a matriz influencia os polinizadores as suas interações com outras espécies.

1.3. *Bioindicadores*

Bioindicadores são organismos (ou um grupo de organismos) que podem demonstrar informações sobre a qualidade de um ambiente (Holt & Miller, 2011). Estes organismos são sensíveis a mudanças ambientais, bióticas ou abióticas, onde podem responder a tais mudanças com alterações fisiológicas, ecológicas,

comportamentais e/ou numéricas (Markert *et al.* , 2003; Silvestre *et al.* , 2007). McGeoch (1998) descreve três tipos de bioindicadores: (1) os que são utilizados para monitorar o ambiente; (2) os utilizados para monitorar processos ecológicos; (3) e os utilizados para monitorar a biodiversidade.

O uso de indicadores da qualidade do ambiente vem sendo difundidos desde o século passado (Holt & Miller, 2011). Um exemplo disso ocorreu em minas de carvão do Reino Unido, onde era comum o uso de canários como um indicador da qualidade do ar local. Por ter a morfologia e fisiologia do pulmão diferente dos humanos, tais aves são mais sensíveis a gases como CO₂ e CH₄, gás carbônico e metano respectivamente (Holt & Scott, 2011). Assim esses animais eram levados para as minas, e à medida que iam morrendo era um sinal de que a qualidade do ar era prejudicial.

Diversos organismos são considerados como modelos perfeitos como bioindicadores tais como plantas, reptéis, anfíbios, pássaros, peixes, invertebrados aquáticos (Holt & Miller, 2011) e invertebrados terrestres (Lewinsohn *et al.* , 2005) com grande destaque para os insetos (Andersen, 1997; Brown, 1997; Ribas *et al.* , 2012; Schmidt *et al.* , 2013). Como principais características estes organismos necessitam possuir uma fácil medição, serem sensíveis a mudanças ambientais (Niemi & McDonald, 2004).

As formigas possuem uma grande importância no estudo da qualidade do habitat, graças a sua alta diversidade (AntWeb, 2014), fácil coleta e sensibilidade às mudanças ambientais (Vasconcelos, 1998; Longino *et al.* , 2002), além de podermos medir o impacto de espécies invasoras (Longino *et al.*, 2002). Em

estudo realizado por Brown (1997) formigas obtiveram bons níveis de resposta como bioindicadores.

A sua abundancia e riqueza facilitam na questão de bioindicação, Fittkau e Klinge (1973) mostram que a soma de todas as biomassas dos vertebrados da Amazônia é quatro vezes menor que a de formigas, que contam com mais de 15.000 espécies (AntWeb, 2014) e 2.500 estão presentes no Brasil (Lewinsohn *et al.*, 2005).

Formigas também são importantes para a agricultura (Philpott *et al.* , 2006; Philpott & Armbrrecht, 2006; Gonthier *et al.* , 2010), e podem ser tanto benéficas: controle de pragas (Philpott *et al.*, 2006), ciclagem de nutrientes e participam da formação do solo (Longino et al, 2002); quanto maléficas: poucos podem ser pragas agrícolas e urbanas (Zanetti *et al.* , 2014), predarem sementes e serem fitófagos.

Pelas formigas participarem de diversos níveis tróficos, uma mudança no ecossistema influenciaria em toda a cadeia trófica local, afetando outros invertebrados (Majer, 1983), vertebrados (Allen *et al.* , 1994) e plantas (Levey & Byrne, 1993; Zettler *et al.* , 2001; Heil & McKey, 2003).

Com sua abundância e especialidades as formigas são capazes de sobreviver em diversos ambientes sob as mais diferentes condições e pressões. São um excelente grupo funcional para explicar padrões em comunidades (Andersen, 1997; Delabie *et al.* , 2000), perturbações ambientais, para explicar padrões de degradação ambiental (Delabie *et al.*, 2000; Ribas *et al.*, 2012).

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R. & HONNAY, O. (2011). Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC ecology*, 11, 29-29.

ALLEN, C.R.; DEMARAIS, S. & LUTZ, R.S. (1994). Red imported fire ant impact on wildlife: an overview. *The Texas journal of Science*, 46, 51-59.

ANDERSEN, A. (1997). Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of biogeography*, 24, 433-460.

ANTWEB (2014). AntWeb. Available at: <http://www.antweb.org/> Data de acesso 25/10/2014

BANKS, S.C.; PIGGOTT, M.P.; STOW, A.J. & TAYLOR, A.C. (2007). Sex and sociality in a disconnected world: a review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactions. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1065-1079.

BENDER, D.J. & FAHRIG, L. (2005). Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology*, 86, 1023-1033.

BIANCHI, F.J.J.A.; SCHELLHORN, N.A.; BUCKLEY, Y.M. & POSSINGHAM, H.P. (2010). Spatial variability in ecosystem services: simple rules for predator-mediated pest suppression. *Ecological Applications*, 20, 2322-2333.

BRADY, M.J.; MCALPINE, C.A.; MILLER, C.J.; POSSINGHAM, H.P. & BAXTER, G.S. (2009). Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix development intensity: matrix management matters. *Landscape Ecology*, 24, 879-891.

- BROWN, K.S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1, 25-42.
- CHEN, J.; SAUNDERS, S.C.; CROW, T.R.; NAIMAN, R.J.; BROSOFSKE, K.D.; MROZ, G.D.; BROOKSHIRE, B.L. & FRANKLIN, J.F. (1999). Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience*, 49, 288-288.
- COOK, W.M.; LANE, K.T.; FOSTER, B.L. & HOLT, R.D. (2002). Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5, 619-623.
- DELABIE, J.H.C.; AGOSTI, D. & NASCIMENTO, I.C. (2000). Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: *Sampling Ground-dwelling Ants: case studies from the world's rain forests*. (eds. Agosti, D, Majer, JD, Alonso, LE and Schultz, TR). Curtin University of Technology School of Environmental Biology Perth Australia, pp. 1-18.
- DIAS, N.S.; ZANETTI, R.; SANTOS, M.S.; PENAFLOR, M.F.; BROGLIO, S.M. & DELABIE, J.H. (2013). The impact of coffee and pasture agriculture on predatory and omnivorous leaf-litter ants. *Journal of Insect Science (Online)*, 13, 1:11.
- DIEKÖTTER, T.; HAYNES, K.J.; MAZEFFA, D. & CRIST, T.O. (2007). Direct and indirect effects of habitat area and matrix composition on species interactions among flower-visiting insects. *Oikos*, 116, 1588-1598.
- ESTAVILLO, C.; PARDINI, R. & DA ROCHA, P.L.B. (2013). Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PloS one*, 8, e82369.
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.

- FITTKAU, E.J. & KLINGE, H. (1973). On biomass and trophic structure of the central Amazonian rain forest ecosystem. *Biotropica*, 5, 2-14.
- FORMAN, R.T.T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10, 133-142.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31, 733-740.
- FRANKLIN, J.F. & LINDENMAYER, D.B. (2009). Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 349-350.
- GASCON, C. & LOVEJOY, T.E. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91, 223-229.
- GONTHIER, D.J.; PARDEE, G.L. & PHILPOTT, S.M. (2010). *Azteca instabilis* ants and the defence of a coffee shade tree: an ant–plant association without mutual rewards in Chiapas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 26, 343-343.
- HAAG, T.; SANTOS, A.S.; SANA, D.A.; MORATO, R.G.; CULLEN JR, L.; CRAWSHAW JR, P.G.; DE ANGELO, C.; DI BITETTI, M.S.; SALZANO, F.M. & EIZIRIK, E. (2010). The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology*, 19, 4906-4921.
- HANSKI, I. (2005). Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. *EMBO Reports*, 6, 388-392.
- HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; EUSKIRCHEN, N.I.E.S.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUG, E.; ROBERTS, D.A.R.; JAITEH, M.S. & ESSEEN, P.-A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768-782.

HEIL, M. & MCKEY, D. (2003). Protective ant-plant interaction as model systems in ecological and evolutionary research. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 425-553.

HOLT, E.A. & MILLER, S.W. (2011). Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, 3, 1-8.

HULME, P.E. (2003). Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war? *Oryx*, 37, 178-193.

KRAUSS, J.; BOMMARCO, R.; GUARDIOLA, M.; HEIKKINEN, R.K.; HELM, A.; KUUSSAARI, M.; LINDBORG, R.; ÖCKINGER, E.; PÄRTEL, M.; PINO, J.; PÖYRY, J.; RAATIKAINEN, K.M.; SANG, A.; STEFANESCU, C.; TEDER, T.; ZOBEL, M.; STEFFAN-DEWENTER, I. & ÖCKINGER, E. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology letters*, 13, 597-605.

KUPFER, J.A. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 8-20.

LAURANCE, W.F. (2004). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 359, 345-352.

LAURANCE, W.F. & VASCONCELOS, H.L. (2009). Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia brasiliensis*, 13, 434-451.

LEVEY, D.J.D.J. & BYRNE, M.M.M. (1993). Complex ant-plant interactions: rain-forest ants as secondary dispersers and post-dispersal seed predators. *Ecology*, 74, 1802-1812.

LEWINSOHN, T.M.; FREITAS, A.V.L. & PRADO, P.I. (2005). Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade*, 1, 62-69.

- LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J. & COLWELL, R.K. (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83, 689-702.
- MAJER, J.D. (1983). Ants : bio-indicators of minesite rehabilitation , land-use , and land conservation. *Environmental Management*, 7, 375-383.
- MARKERT, B.A.; BREURE, A.M. & ZECHMEISTER, H.G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: *Bioindicators and Biomonitoring* (eds. Markert, BA, Breure, AM and Zechmeister, HG). Elsevier
- MCGEOCH, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 73, 181-201.
- MCKINNEY, M. & LOCKWOOD, J. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14, 450-453.
- METZGER, J.P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71, 445-462.
- MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10, 58-62.
- MYERS, N. (1996). Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 93, 2764-2769.
- NIEMI, G.J. & McDONALD, M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 89-111.
- OLFF, H. & RITCHIE, M.E. (2002). Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 58, 83-92.

PAGLIA, A.P.; FERNANDEZ, F.A.S. & MARCO JR, P.D. (2006). Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes. In: *Biologia da Conservação: Essências* (eds. Rocha, CFD, Bergallo, HG, Van Sluys, M and Alves, MAS). RiMa Editora, pp. 281-316.

PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. (2002). Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology*, 16, 174-182.

PHILPOTT, S.; UNO, S. & MALDONADO, J. (2006). The importance of ants and high-shade management to coffee pollination and fruit weight in Chiapas, Mexico. *Biodiversity & Conservation*, 15, 487-501.

PHILPOTT, S.M. & ARMBRECHT, I. (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology*, 31, 369-377.

RIBAS, C.R.; CAMPOS, R.B.F.; SCHMIDT, F.A. & SOLAR, R.R.C. (2012). Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012, 1-23.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. (2009). The brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141-1153.

RICKETTS, T.H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American naturalist*, 158, 87-99.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5, 18-32.

SCHMIDT, F.A.; RIBAS, C.R. & SCHOEREDER, J.H. (2013). How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*, 24, 158-166.

SILVESTRE, R.; SILVA, F.G.; PAULA, S.M.D.; RAMOS, L.A.; FERNANDES, W.D.; FEDERAL, U.; DOURADOS-ITAHUM, R. & E-MAIL, B. (2007). Formigas como indicadores ecológicos do manejo e conservação da mata ciliar do rio Dourado, Mato Grosso do Sul. *Biológico*, 69, 43-48.

TABARELLI, M. & GASCON, C. (2005). Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*, 1, 181-188.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; SIMBERLOFF, D. & SWACKHAMER, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science (New York, N.Y.)*, 292, 281-284.

VANDERMEER, J. & PERFECTO, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 21, 274-277.

VASCONCELOS, H.L. (1998). Respostas das formigas à fragmentação florestal. *Serie técnica IPEF*, 12, 95-97.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R. & TABARELLI, M. (2008). Plant herbivore interactions at the forest edge. *Progress in Botany*, 69, 423-448.

WITH, K.A. (2002). The Landscape Ecology of Invasive Spread. *Conservation Biology*, 16, 1192-1203.

WITH, K.A. (2004). Assessing the risk of invasive spread in fragmented landscapes. *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis*, 24, 803-815.

ZANETTI, R.; ZANUNCIO, J.; SANTOS, J.; DA SILVA, W.; RIBEIRO, G. & LEMES, P. (2014). An overview of integrated management of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in brazilian forest plantations. *Forests*, 5, 439-454.

ZETTLER, J.A.; SPIRA, T.P. & ALLEN, C.R. (2001). Ant–seed mutualisms: can red imported fire ants sour the relationship? *Biological Conservation*, 101, 249-253.

**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SISTEMAS
AGRÍCOLAS SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA: FORMICIDAE)**

Diego Santana Assis¹, Iracenir Andrade Dos Santos²
Flavio Nunes Ramos³, Jonathan Majer⁴, Evaldo Ferreira Vilela⁵

¹ Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, Brasil.

² Centro de Formação Interdisciplinar, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém-Pa, Brasil

³ Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas – MG, Brasil.

⁴ School of Agriculture and Environment, Curtin University, Australia.

⁵ Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, Brasil

3. INTRODUÇÃO

A alta taxa de fragmentação florestal e de habitat são dois dos maiores problemas enfrentados pela biodiversidade (Altieri, 1999; Olff & Ritchie, 2002; Fahrig, 2003). A fragmentação florestal para inserção de sistemas agrícolas é uma prática comumente desempenhada no Brasil, o que leva a uma redução de áreas florestais (Young, 2005; Morton *et al.*, 2006). Por exemplo, atualmente restam 11,4% da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2009). A fragmentação florestal exerce uma pressão sobre as comunidades locais, uma vez que diminui o tamanho (Fahrig, 2003) e reduz a heterogeneidade do habitat (McKinney & Lockwood, 1999; Lassau & Hochuli, 2004; Armbrecht *et al.*, 2005).

A perda de heterogeneidade ambiental promove a chegada de espécies generalistas e oportunistas (McKinney & Lockwood, 1999). Assim, espécies nativas são deslocadas de seu habitat e podem ser localmente extintas (Murcia, 1995; McKinney & Lockwood, 1999). Isso leva a alteração na composição das espécies (McKinney & Lockwood, 1999; Marasas *et al.*, 2001; Schweiger *et al.*, 2005), e a afeta guildas funcionais e conseqüentemente o ambiente e seu funcionamento (Marasas *et al.*, 2001).

Além disso, a fragmentação florestal causa o chamado “Efeito de Borda” (Saunders *et al.*, 1991). Onde, borda é a fronteira entre ecossistemas adjacentes (Murcia, 1995; Fischer & Lindenmayer, 2007). Efeitos de borda mudam o microclima, estrutura florestal e a biodiversidade (Chen *et al.*, 1993; Didham & Lawton, 1999; Kupfer, 2006). Malcolm (1994) e Singer e colaboradores (2013) mostraram que efeitos de borda influenciam também na interação entre as espécies.

O efeito de borda tem sido amplamente estudado (Gascon, 2000; Harper *et al.*, 2005; Falcão *et al.*, 2011). Em muitos casos afetando negativamente os organismos (Gascon, 2000; Laurance & Lovejoy, 2002; Harper *et al.*, 2005), entretanto agindo positivamente em outros (Wirth *et al.*, 2008). Os efeitos positivos da borda, geralmente, auxiliam apenas grupos de espécies as generalistas (Wirth *et al.*, 2008). Essas espécies são resistentes às mudanças ambientais por possuírem um amplo espectro de nicho e alta resiliência (Kassen, 2002).

Em contrapartida, plantações agrícolas são inóspitas para a maioria das espécies florestais (Kupfer, 2006), e a dinâmica dos fragmentos florestais é afetada por elas (Gascon & Lovejoy, 1999; Bender & Fahrig, 2005; Philpott *et al.*, 2009). A matriz agrícola também funciona como um filtro seletivo para a biodiversidade (Gascon & Lovejoy, 1999), e afeta os processos de migração de espécies entre fragmentos florestais (Perfecto & Vandermeer, 2002; Bender & Fahrig, 2005).

A modificação da paisagem por ações antrópicas gera uma redução do conjunto de espécies (Smart *et al.*, 2006), torna o ambiente mais simplificado e favorável a poucas espécies (McKinney & Lockwood, 1999). Espécies que tendem a reagirem a um estresse, seja biótico ou abiótico, dão diversas informações sobre aquele ambiente (Markert *et al.*, 2003).

Vários organismos podem ser usados para medir o estresse ou impacto antrópico nas mudanças ambientais (Brown, 1997; Wettstein & Schmid, 1999; Duelli & Obrist, 2003; Andersen *et al.*, 2004; Pinkus-Rendón *et al.*, 2006; Holt

& Miller, 2011) e essas mudanças podem ser numéricas, funcionais ou fisiológicas (McGeoch, 1998; Markert *et al.*, 2003; Suguituru *et al.*, 2011).

O uso de artrópodes para medir impactos é bem estudado e referenciado (Brown, 1997; Nakamura, 2003; Pinkus-Rendón *et al.*, 2006; So & Chu, 2010; Ribas *et al.*, 2012). Nakamura (2003) trabalhou com quatro conjuntos de artrópodes: formigas, ácaros, crustáceos e miriápodes, para mostrar processos de restauração florestal em Queensland, Austrália. Relacionou a presença destes artrópodes com os três ambientes distintos: pastagens, florestas em regeneração e florestas maduras. Mostrando a força que os grupos possuem na indicação de áreas em reabilitação ambiental.

Utilizar a comunidade de insetos como bioindicadores da qualidade ambiental em ambientes aquáticos (McGeoch, 1998) e terrestres (Andersen, 1997; Brown, 1997; Holt & Miller, 2011) é algo recorrente. Comunidades de insetos exercem um importante papel em serviços ecológicos, como polinização, dispersão de sementes, controle de pragas, etc (Ehrlich & Raven, 1964; Brown, 1997), uma vez que alterações ambientais afetam a comunidade de insetos (Suguituru *et al.*, 2011), comprometendo o ambiente e muitos serviços ecológicos básicos (Chapin *et al.*, 2000).

Formigas são um grupo abundante e diverso de artrópodes (Hölldobler & Wilson, 1990). Desempenham importante papel ambiental, como predação (controle populacional) de alguns insetos e outros animais (Folgarait, 1998; Philpott & Armbrrecht, 2006), polinização (Philpott *et al.*, 2008b), ciclagem de nutrientes (Verchot *et al.*, 2003) e dispersão de sementes (Warren

et al., 2012). A importância delas tem sido estudada em muitos lugares ao longo de diferentes ecossistemas (Hölldobler & Wilson, 1990).

Pesquisas já avaliaram a influência do gradiente latitudinal (Silva & Brandão, 2014) e altitudinal sobre a biodiversidade (Pianka *et al.*, 1966; Wettstein & Schmid, 1999; Longino *et al.*, 2002), no entanto, pouco se sabe sobre influência da distância do fragmento florestal sobre a riqueza e composição de formigas, em matrizes agrícolas que circundam fragmentos florestais.

Assim, o objetivo desse trabalho foi mensurar a riqueza e a composição de espécies de formigas, avaliando a influência do tipo de cultura agrícola adjacente ao fragmento florestal. E também a mudança na comunidade de formigas com distanciamento do interior do fragmento florestal.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. *Área de estudo*

Realizamos este estudo nas cidades de Alfenas, Areado e Serrania, no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. A microrregião de Alfenas, é uma área de zona transicional entre Mata Atlântica e Cerrado (D’Anunção *et al.*, 2013), com temperatura anual média de 23°C e 1,600 mm, umidade relativa de 70% e com média altitude variante de 720 a 1,350 metros (D’Anunção *et al.*, 2013; Brito *et al.*, 2014).

Fizemos coletas em matrizes agrícolas de café, cana-de-açúcar e pastagem, juntamente com fragmentos florestais adjacentes a essas culturas. Utilizamos nove áreas de fragmentos florestais, e três áreas de cada cultivo agrícola (café, cana, pasto). Cada fragmento florestal estava em contato direto com uma cultura agrícola. Formando assim um sistema matriz agrícola/fragmento florestal.

4.2. *Amostragem de formigas*

Para a amostragem de formigas utilizamos armadilhas de interceptação (*pitfall traps*) (Agosti & Alonso, 2000). Sabu e Shiju (2010) compararam a eficiência e custo de armadilhas para artrópodes, e *pitfall traps* tiveram o melhor custo/benefício. A armadilha é um método convencional de captura de artrópodes de solo, e uma das mais utilizadas no mundo (Andersen, 1997; Agosti *et al.*, 2000).

Nós instalamos 20 *pitfall traps* em um transecto, para cada sistema, partindo do interior da matriz agrícola para o interior do fragmento florestal,

formando um gradiente de distância (Figura 1). Instalamos as armadilhas com equidistância de 25 metros. A primeira armadilha sempre era instalada a 10 metros do início da borda, tanto do fragmento florestal quanto da matriz agrícola. As armadilhas foram divididas em quatro grupos: (*pitfall traps* de 16-20) Interior do Fragmento, (*pitfall traps* de 11-15) Borda do Fragmento, (*pitfall traps* de 6-10) Borda da Matriz e (*pitfall traps* de 1-5) Interior da Matriz. Ao total instalamos 180 armadilhas de interceptação.

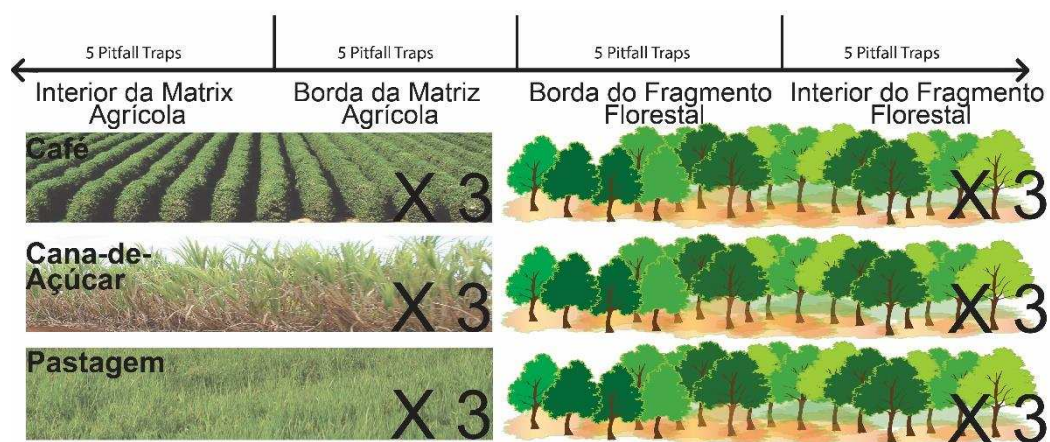


Figura 1 Desenho Experimental: Transecto e os Gradientes de distância estudados

Fizemos a amostragem no período chuvoso (Março à Maio) de 2011. Identificamos todas as formigas coletadas com chaves de identificação pertinentes Bolton (1994, 1995), e material de coleções de para comparações. O material de referência está armazenado na UNIFAL-MG, UFOPA e MPEG, para pesquisa posterior.

4.3. Análises estatísticas

4.3.1. Diferenças entre os fragmentos florestais e matrizes agrícolas

Fizemos uma Análise de Variância (Anova) para todos os sistemas (fragmentos florestais e matrizes agrícolas). Através de um modelo criado no

software R program (R Development Core Team, 2014). E posteriormente uma análise *post hoc* para encontrar quais os locais eram diferentes.

glm.nb(Ants_Rich~System)

glm.nb = Modelo linear generalizado com a distribuição de erro binomial negativa

Ants_Rich = Riqueza de Espécies de Formigas

System = Sistemas Amostrados (Matrizes agrícolas e Fragmentos Florestais)

4.3.2. Diferenças no gradiente de distância

Nós também criamos um modelo para analisar a diferença no gradiente de distância. Ambos modelos foram corrigidos com a distribuição de erro binomial negativa, que melhor se ajustou ao modelo.

glm.nb(Ants_Rich~GradSystem)

glm.nb = Modelo linear generalizado com a distribuição de erro binomial negativa

Ants_Rich = Riqueza de Espécies de Formigas

GradSystem = Gradiente de distância dos sistemas estudados

Em contrapartida, fizemos regressões simples para cada local amostrado, para mensurar a diferença entre interior e borda dos mesmos sistemas (ex. Borda de Fragmento Florestal de Café e Interior de Fragmento Florestal de Café). Fizemos curvas de regressão para interior e borda, de fragmentos florestais e matrizes agrícolas. Após isso fizemos regressões simples para cada tipo de sistema.

Para ordenar as comunidades realizamos duas Non-Metric Multidimensional Scaling (nMDS) (Borcard *et al.*, 2011), sendo uma para os sistemas (fragmentos florestais e matrizes agrícolas) e outra para o gradiente de

distância (do interior da matriz agrícola em direção interior do fragmento florestal). Este método tem como finalidade posicionar as comunidades mais similares mais próximas, enquanto as diferentes mais distantes (Gotelli & Ellison, 2011). Escolhemos essa técnica por ela preservar a relação de similaridade entre as comunidades (Legendre & Legendre, 2012c)

4.3.3. Análise similaridade

Fizemos duas análises de similaridade (ANOSIM): 1) para os sistemas (fragmentos florestais e matrizes agrícolas). E 2) para o gradiente de distância, onde incluímos todos os estrados (interiores e bordas) de todos os sistemas (café, cana, pasto e fragmentos).

Para comparar a similaridade utilizamos o índice de similaridade de Jaccard, com dados de presença e ausência das espécies. O índice de Jaccard foi escolhido por ser um índice métrico (Gotelli & Ellison, 2011), que usa a presença de espécies nos locais amostrados e compara com os demais locais amostrados (Legendre & Legendre, 2012a). E como método de visualização dos resultados utilizamos clusters. Esse método de agrupa objetos (no nosso caso as comunidades) similares em um grupo, enquanto objetos (comunidades) diferentes em grupos distintos (Legendre & Legendre, 2012b). É um método que possui um grande potencial para análise de similaridades (Legendre & Legendre, 2012b), já que permite a visualização fácil das diferenças entre elas (Magurran, 2004).

4.4. *Guildas Funcionais*

As formigas foram classificadas em guildas funcionais, usando uma classificação proposta por (Delabie *et al.*, 2000). Todas as espécies amostradas foram classificadas nas seguintes guildas funcionais: Attine Cortadeira, Attine não cortadeira, Predadoras Dominantes, Dominantes Generalistas, Predadoras Especialistas, Generalistas, Oportunistas, Arbóreas e Correição.

Para este trabalho fizemos uma simplificação das guildas propostas por Delabie *et al.* (2000) visando uma melhor compreensão da comunidade dos sistemas. A nossa classificação proposta é: Attine, Predadoras, Generalistas, Arbóreas e Correição. Alguns dos nossos grupos de classificação englobam mais de uma categoria (Delabie *et al.*, 2000). Nossa categoria Attine engloba Attini cortadeira e Attini não cortadeira; Generalista engloba Generalistas, Oportunistas, Dominantes Generalistas; Predadora engloba Dominante predadora, Predadoras especialistas e Predadoras Generalistas; as demais (Arbóreas e de Correição) seguem sem alteração.

A utilização e identificação de guildas funcionais é uma ótima ferramenta para o entendimento geral da comunidade de formigas (Silva & Brandão, 2010). Além de prover dados sobre a qualidade do habitat (Leal *et al.*, 2012) e servirem como um instrumento poderoso para bioindicação (Andersen, 1997). O uso de guildas funcionais mostrou um melhor resultado do que outras medidas amplamente utilizadas como riqueza e abundância (Loreau *et al.*, 2001) para análise de impactos em ambientes.

Usamos o software PAST (Hammer *et al.*, 2009) e o R program (R Development Core Team, 2014), para as análises aqui descritas.

5. RESULTADOS

Mirmecofauna

Nós coletamos 21.549 formigas, divididas em 181 espécies, dentro de 40 gêneros. O gênero mais frequente foi *Pheidole* com 38 morfoespécies, e o mais abundante *Atta* com 5630 indivíduos amostrados.

Amostramos nos fragmentos florestais adjacentes a plantações de café um total de 64 espécies. Em fragmentos florestais circundados por canaviais 78 espécies, e fragmentos florestais em contato com pastagens 59 espécies. Nas matrizes agrícolas coletamos 64 espécies para o café, 59 para os canaviais e 63 nas pastagens.

Os Fragmentos Florestais tiveram 155 espécies, e 14.849 indivíduos, enquanto as matrizes agrícolas 142 espécies e 6.700 indivíduos. Encontramos 8 subfamílias: Myrmicinae, Formicinae, Dorylinae, Dolichoderinae, Ponerinae, Proceratinae, Ectatomminae e Pseudomyrmicinae (Tabela 1).

Todos sistemas amostrados apresentaram as subfamílias Myrmicinae e Formicinae. A presença de subfamílias variou de três (3) a seis (6). O local em que amostramos o menor número de subfamílias foi o fragmento florestal adjacente ao Pasto 2, somente três subfamílias. A subfamília que foi menos frequente foi a Proceratinae, presente apenas no fragmento florestal adjacente ao canavial 1.

Em fragmentos florestais circundados pelos canaviais não amostramos as subfamílias Dolichoderinae e Dorylinae. Ao contrário amostramos a subfamília Pseudomyrmicinae apenas em Matrizes agrícolas (2 matrizes de pastagem e uma de café).

Tabela 1. Subfamílias presentes em cada local amostrado, fragmentos florestais e matrizes agrícolas (Café = Co, Cana de Açúcar = Ca e Pasto = Pa), os números representam as repetições dos sistemas.

SISTEMAS	Myrmicinae	Formicinae	Dorylinae	Dolichoderinae	Ponerinae	Proceratinae	Pseudomyrmicinae	Ectatomminae
Fragmento Florestal Ca1	X	X			X	X		X
Fragmento Florestal Ca2	X	X			X			X
Fragmento Florestal Ca3	X	X			X			X
Fragmento Florestal Co1	X	X			X			X
Fragmento Florestal Co2	X	X		X	X			X
Fragmento Florestal Co3	X	X	X	X	X			X
Fragmento Florestal Pa1	X	X		X	X			X
Fragmento Florestal Pa2	X	X						X
Fragmento Florestal Pa3	X	X	X	X	X			X
Matriz Agrícola Ca1	X	X	X	X	X			X
Matriz Agrícola Ca2	X	X		X	X			
Matriz Agrícola Ca3	X	X		X	X			X
Matriz Agrícola Co1	X	X	X	X	X			X
Matriz Agrícola Co2	X	X		X	X			X
Matriz Agrícola Co3	X	X		X	X		X	X
Matriz Agrícola Pa1	X	X		X	X		X	X
Matriz Agrícola Pa2	X	X		X				X
Matriz Agrícola Pa3	X	X		X	X		X	X

5.1. Comunidade nos fragmentos florestais e matrizes agrícolas

Os fragmentos florestais circundados por pastos e café não foram diferentes ($p > 0,05$), entretanto, fragmentos em contato com canaviais são diferentes de fragmentos em contato com cafezais e pastagens ($p < 0,05$).

As matrizes agrícolas mostraram-se diferentes com relação as pastagens. Pastagens são diferentes tanto de cafezais quanto de canaviais ($p < 0,05$), porém não houve diferença significativa entre canaviais e cafezais ($p > 0,05$) (Figura 2).

Uma análise *post hoc* mostrou dois níveis de diferença: 1) Fragmento Florestais circundados por Café e Pasto não tem diferença com a Matriz Agrícola de Pastagem; e 2) Fragmentos Florestais circundados por Cana não possuem diferença com Matrizes Agrícolas de Café e Cana (Figura 2).

A análise similaridade mostrou 4 grupos distintos. Um dos ramos mais evidentes mostrou que o sistema (Fragmentos Florestais e Matrizes Agrícolas) de Pastagem isolados dos demais. Outro grupo evidente isolou as matrizes agrícolas de cana de açúcar. Os demais, mostraram os fragmentos florestais de cana de açúcar agrupados com um fragmento florestal adjacente a um cafezal, e o outro, dois fragmentos adjacentes às matrizes agrícolas de café, agrupados com todos as matrizes agrícolas de café (Figura 7 e 8).

Sistemas com tipos de vegetação semelhante tem maior similaridade que sistemas de vegetação diferentes. Matrizes de Café têm uma maior similaridade com fragmentos florestais que com as demais matrizes agrícolas. Enquanto Matrizes de Cana de Açúcar e Pastagem possuem uma maior semelhança entre si, do que com os fragmentos florestais (Tabela 2).

Tabela 2. Similaridade entre as matrizes agrícolas e os fragmentos florestais adjacentes, utilizando o índice de Jaccard. (FF – fragmento florestal, AM – matriz agrícola, Cana – cana de açúcar)

SISTEMAS	FF CANA	FF PASTO	FF CAFÉ	AM CANA	AM PASTO	AM CAFÉ
FF CANA	1	0,1036	0,2034	0,0981	0,1005	0,1016
FF PASTO	0,1036	1	0,1006	0,1016	0,0952	0,1022
FF CAFÉ	0,2034	0,1006	1	0,0985	0,0958	0,1979
AM CANA	0,0981	0,1016	0,0985	1	0,1038	0,102
AM PASTO	0,1005	0,0952	0,0958	0,1038	1	0,0977
AM CAFÉ	0,1016	0,1022	0,1979	0,102	0,0977	1

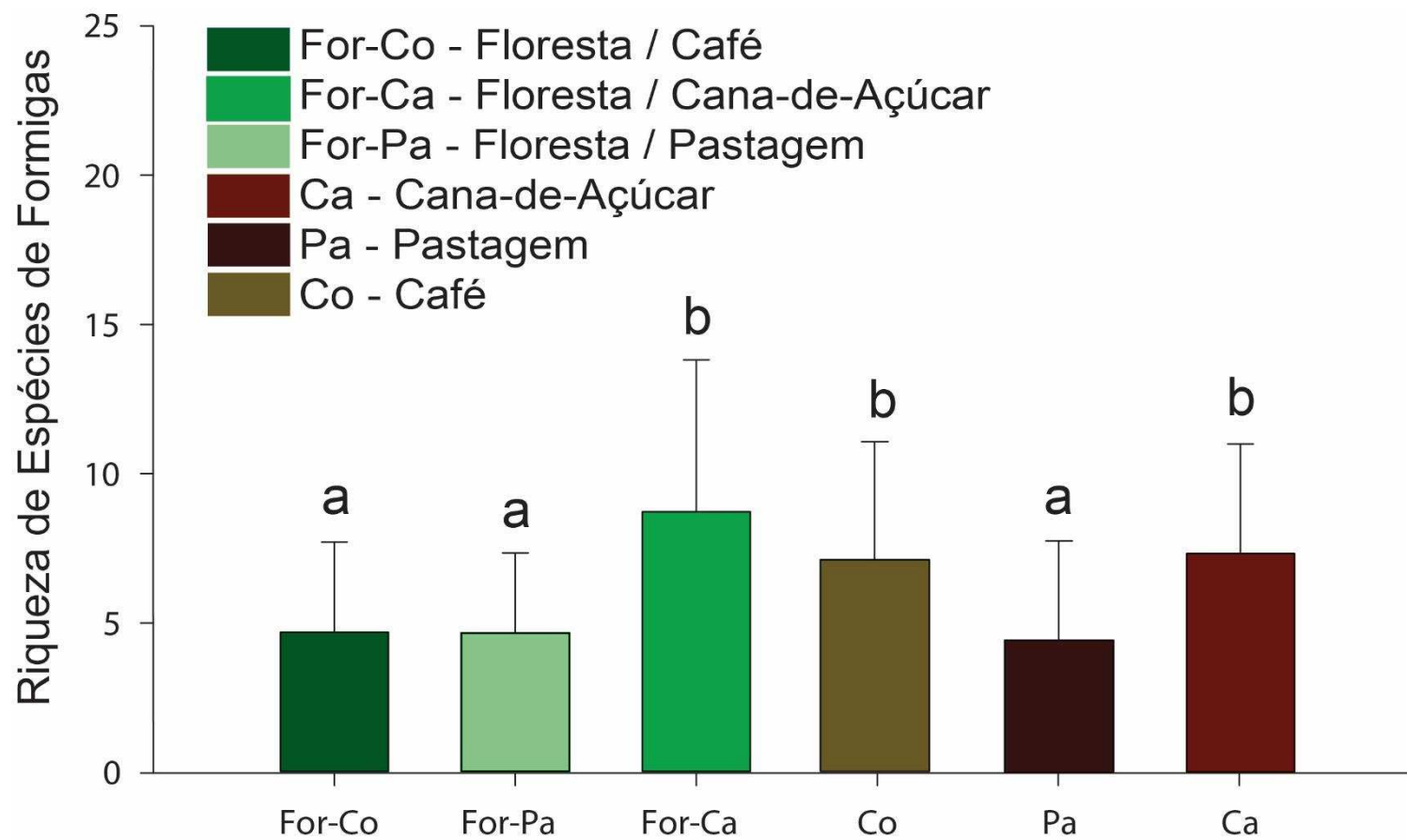


Figura 2 Média de espécies por armadilha (pitfall trap) em cada tipo de matriz agrícola e seus respectivos fragmentos florestais adjacentes

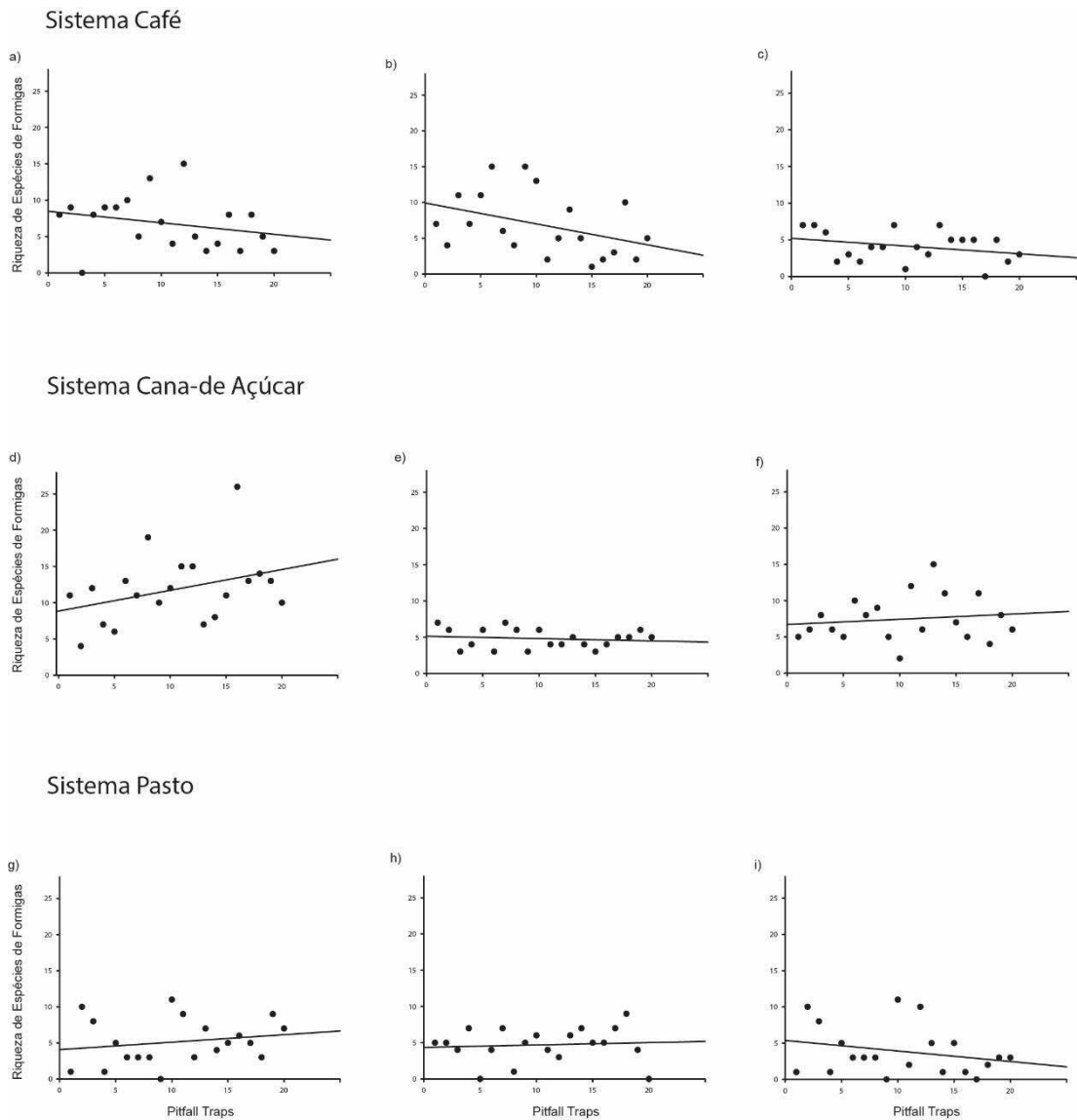


Figura 3 Curvas de regressões lineares para os sistemas, mostrando a riqueza de espécies de formigas encontradas em cada pitfall traps. Os gráficos (a, b e c) mostram os sistemas (matrizes agrícolas e fragmentos florestais) de café; há uma diminuição da riqueza de espécies de formigas em direção ao interior do fragmento florestal. (d, e e f) sistemas de cana-de-açúcar nos gráficos (d e f) existe uma um aumento da riqueza de espécies de formigas em direção ao interior do fragmento florestal, enquanto o gráfico (e) mostra uma tendência a diminuição, porém ainda é estável. (g, h e i) sistema de pasto, onde podemos ver tendências positivas nos gráficos (g e h) e uma tendência negativa no gráfico (f).

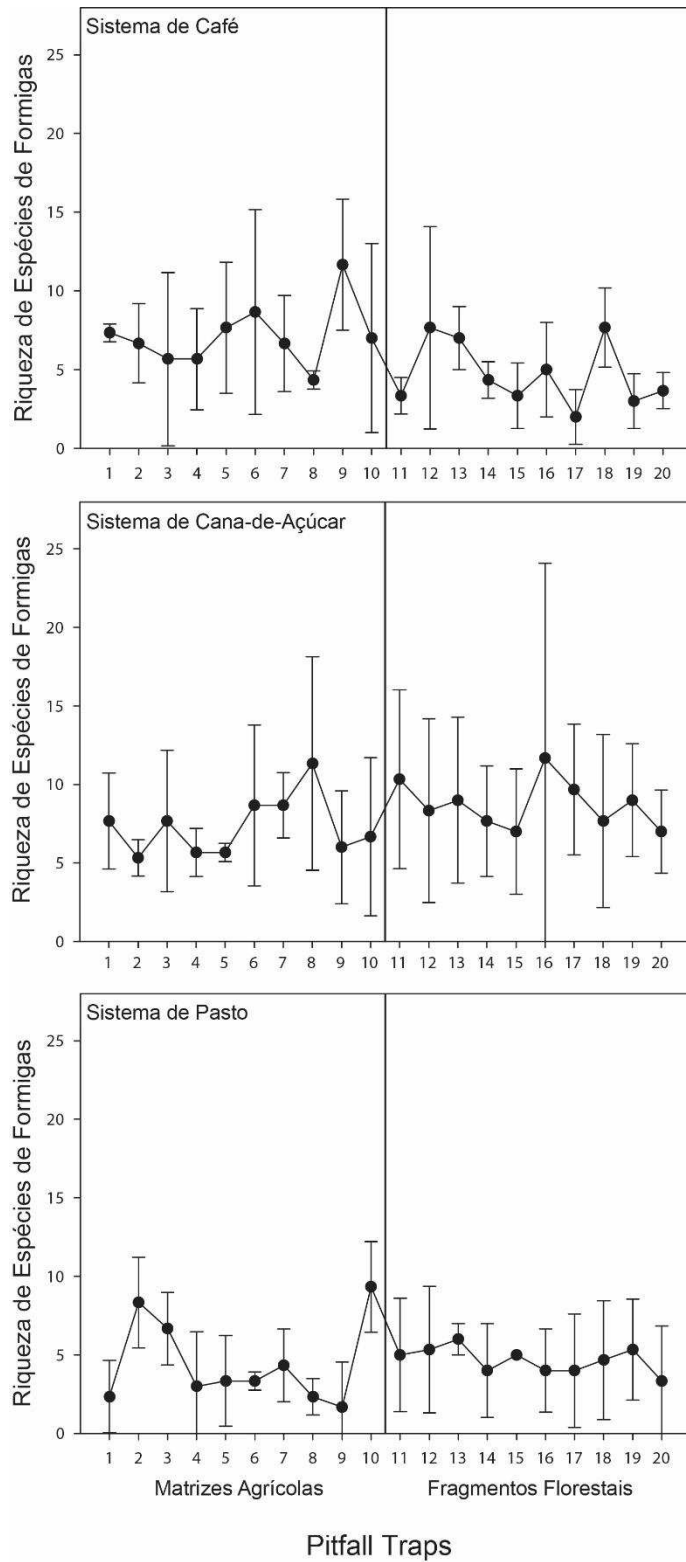
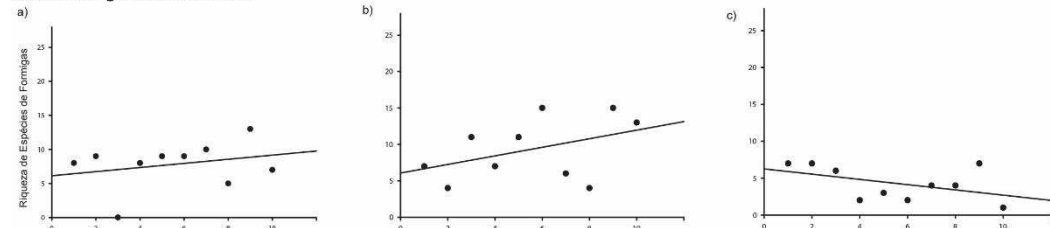
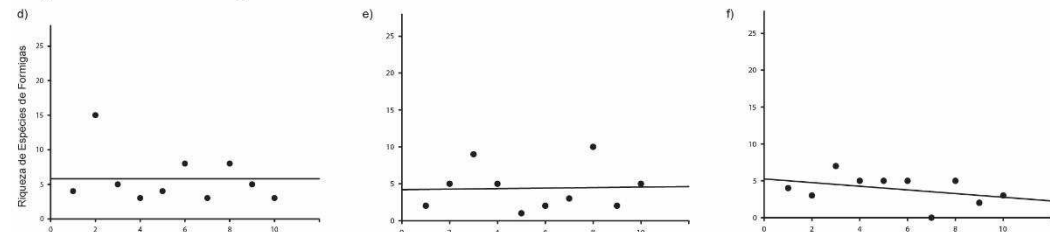


Figura 4 Média da riqueza de espécies de formigas em cada armadilha de interceptação (*pitfall trap*) nos sistemas. As médias representadas pelos pontos pretos e o desvio padrão pela linha. Armadilhas de 1 - 10 representam as matrizes agrícolas e de 11 - 20 fragmentos florestais.

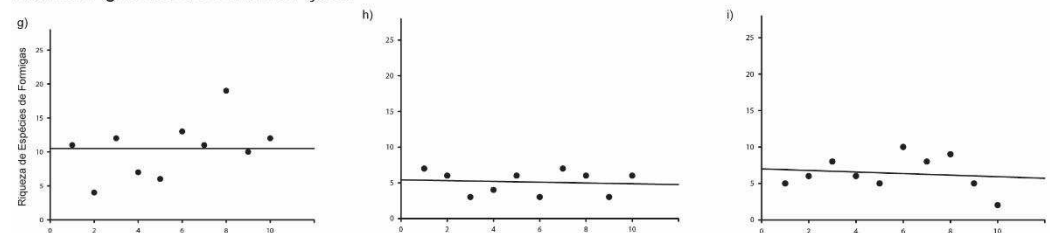
Matrizes Agrícolas de Café



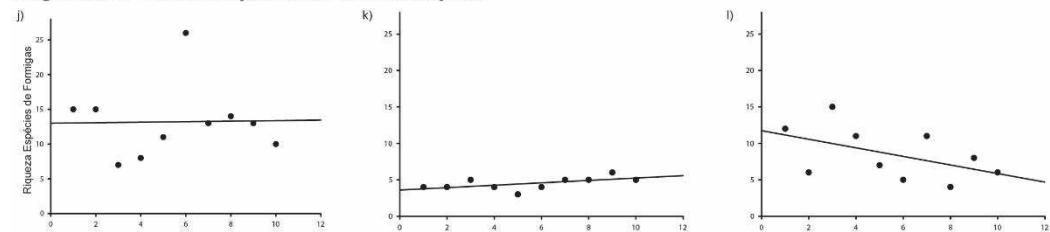
Fragmentos Florestais Adjacentes à Café



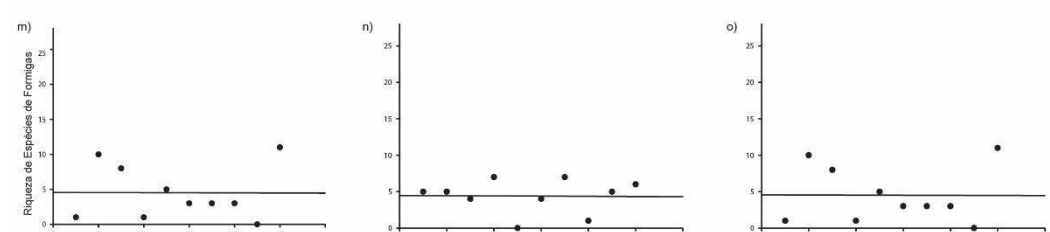
Matrizes Agrícolas de Cana-de-Açúcar



Fragmentos Florestais Adjacentes à Cana-de-Açúcar



Matrizes Agrícolas de Pasto



Fragmentos Florestais Adjacentes à Pasto

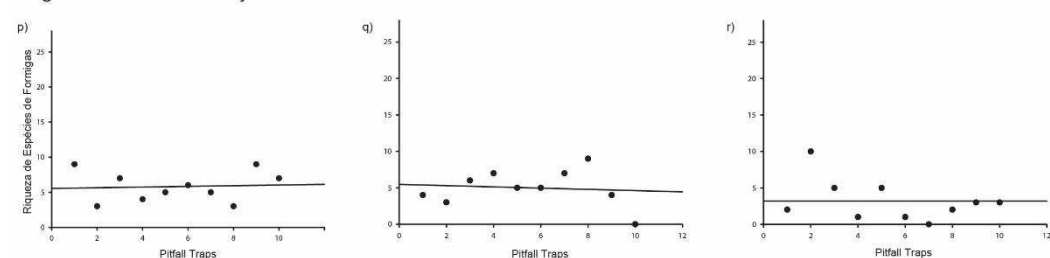


Figura 5 Curvas de regressões lineares para cada sistema amostrado, mostrando a riqueza de espécies de formigas encontradas em cada *pitfall traps*. A figura mostra 18 curvas, sendo nove para fragmentos florestais e nove para matrizes agrícolas. As figuras (a, b e c) representam as matrizes agrícolas de café, com o distanciamento do interior da matriz agrícola duas das três matrizes mostram um aumento significativo na riqueza de espécies de formigas. (d, e e f)

fragmentos florestais adjacentes à café dois dos três locais mostraram uma riqueza estável, enquanto o local (f) teve uma diminuição na riqueza de espécies de formigas com o distanciamento para o interior do fragmento florestal. (g, h e i) matrizes agrícolas de cana-de-açúcar as curvas mostram uma estabilidade na riqueza de espécies de formigas, porém com uma pequena tendência à diminuição da riqueza. (j, k e l) fragmentos florestais adjacentes à cana-de-açúcar as curvas (j) ficou estável, (k) com uma tendência a aumento do número de espécies para o interior do fragmento florestal e (l) houve uma diminuição drástica no número de espécies em direção ao interior do fragmento florestal. (m, n e o) matrizes agrícolas de pastagem, todos os locais não mostram diferenças nem tendências com o distanciamento do interior da matriz agrícola. (p, q e r) de maneira semelhante à matriz houve uma estabilidade, sem mudança no número de espécies encontradas nestes locais.

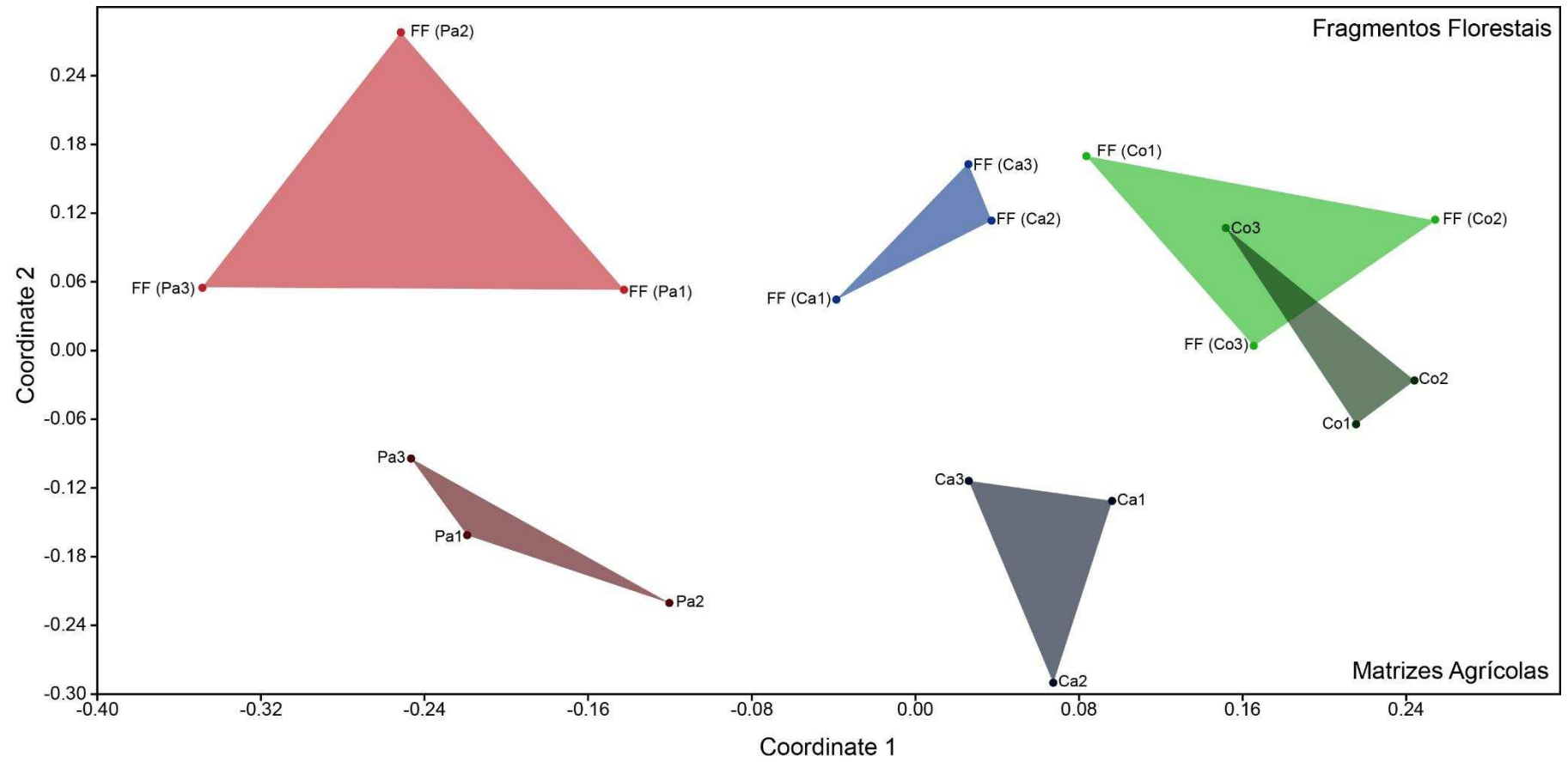


Figura 6 Ordenação da comunidade de formigas presentes nos fragmentos florestais e matrizes agrícolas, as cores diferem os locais. FF - Fragmento florestal, Ca – Cana-de-açúcar, Co - Café e Pa - Pastagem.

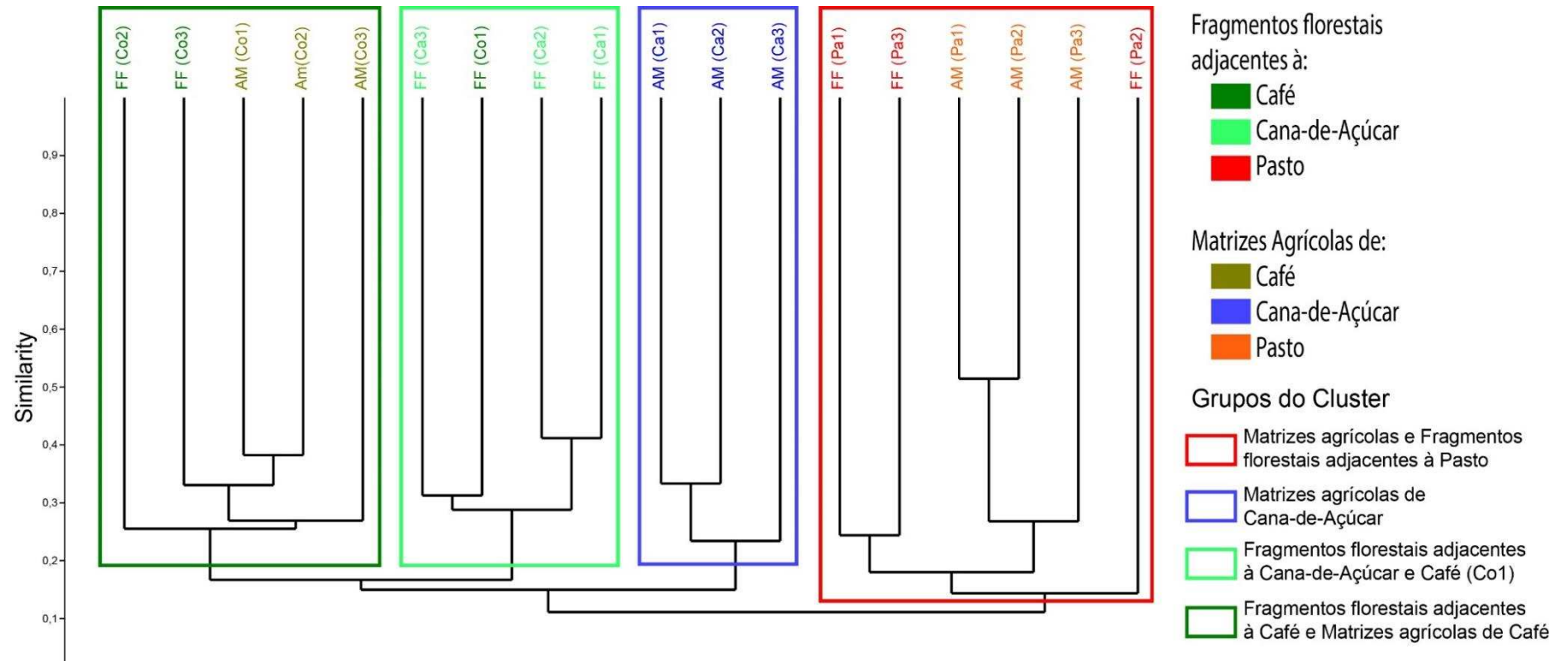


Figura 7 Similaridade entre os sistemas (fragmentos florestais e matrizes agrícolas) dos três tipos de matrizes agrícolas e seus fragmentos florestais adjacentes (índice de Jaccard). (FF = Fragmento florestal, AM = Matriz agrícola).

5.2. *Comunidade de formigas no gradiente de distância*

Não houve diferença entre riqueza no gradiente de distância quando todos os sistemas foram agrupados ($p > 0,05$). Para a análise dos sistemas isolados houve diferença entre a riqueza ($P < 0,05$). A riqueza teve dois níveis: 1) Interior (Matriz Pastagem, Fragmentos de Café e Pastagem), e Borda (Matriz de Café, Cana e Pastagem, Fragmento de Café e Pastagem); e 2) Interior (Matriz de Café e Cana, e Fragmento de Cana), e Borda (Fragmento de Cana) (Figura 5 e 6).

As análises de ordenação nMDS mostram uma clara separação entre os sistemas (Fragmentos Florestais e Matrizes Agrícolas) (Figura 7). Além disso, tipos de sistemas iguais ficaram mais próximos entre si, do que com outros sistemas. Apenas matrizes agrícolas de café foram ordenadas mais próximas dos seus respectivos fragmentos florestais, não existindo uma clara separação entre fragmentos e matrizes de café sistemas iguais ficaram mais próximos entre si do que com outros sistemas.

Nas análises entre o gradiente de distância (Interior Fragmento Florestal – Interior Matriz Agrícola), encontramos que interiores e bordas das matrizes agrícolas são mais similares entre elas, e isoladas dos outros grupos do gradiente. O sistema de Pastagem (interior e borda) foi o que mais diferiu entre todos os sistemas, ou seja, a composição da comunidade do fragmento florestal de pastagem foi a que mais se difere dos outros sistemas (Figure 8), ficando isolada dos demais.

O cluster gerado pela matriz revelou 6 ramos principais: 1) Borda e Interior das Matrizes de Cana; 2) um ramo com Interior da Matriz Agrícola e do Fragmento Florestal de café (Co2); 3) Bordas e Interiores das matrizes de café

mais bordas dos Fragmentos de Café; 4) uma mescla de Bordas e Interiores dos fragmentos Florestais de Cana e Café; 5) Bordas e Interior dos Fragmentos e Matrizes de Pasto; e a 6) isolada Borda do Fragmento de Pasto (Pa2).

A análise de similaridade mostrou que a maior similaridade está entre as matrizes agrícolas do mesmo sistema. Bordas e Interiores de pastagens são os locais que apresentaram a maior similaridade (Figura 10).

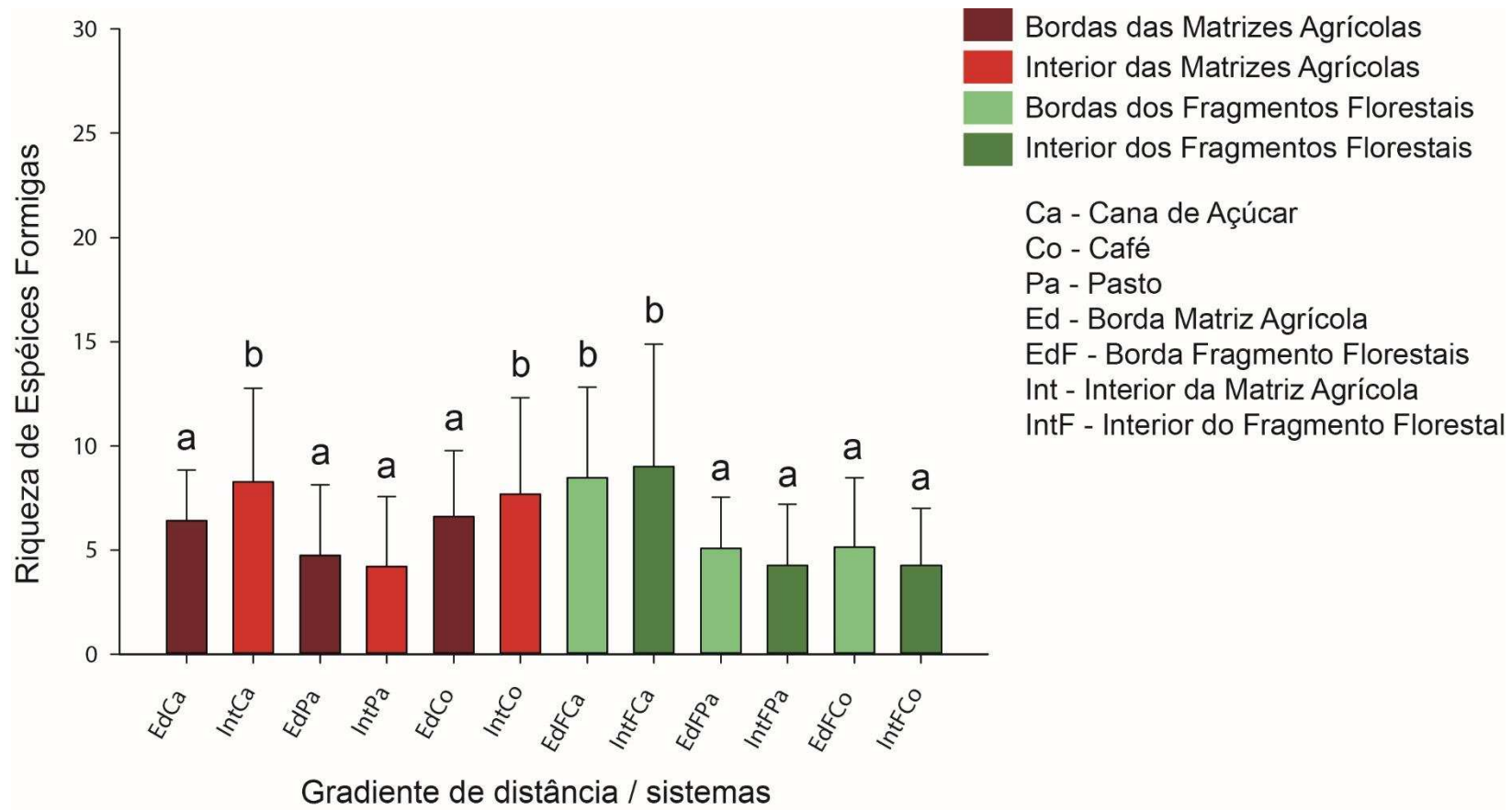


Figura 8 Média de espécies por armadilha (*pitfall trap*) no gradiente de distância (interior da matriz agrícola, borda da matriz agrícola, borda do fragmento florestal e interior do fragmento florestal) para cada tipo de matriz agrícola e seus respectivos fragmentos florestais adjacentes

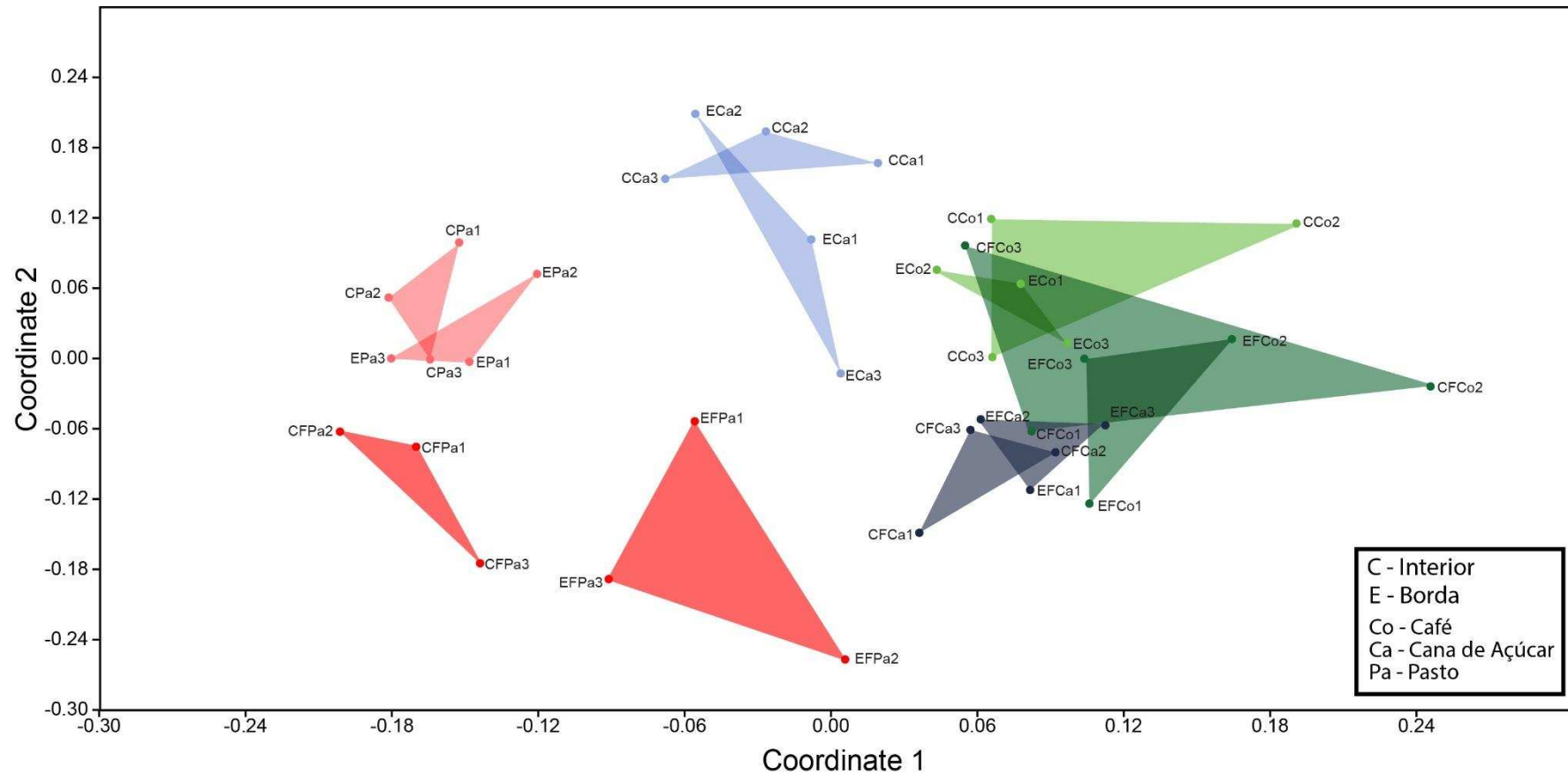


Figura 9 Ordenação da comunidade de formigas no gradiente de distância (interior da Matriz Agrícola para o Interior do Fragmento Florestal), as cores distinguem os locais.

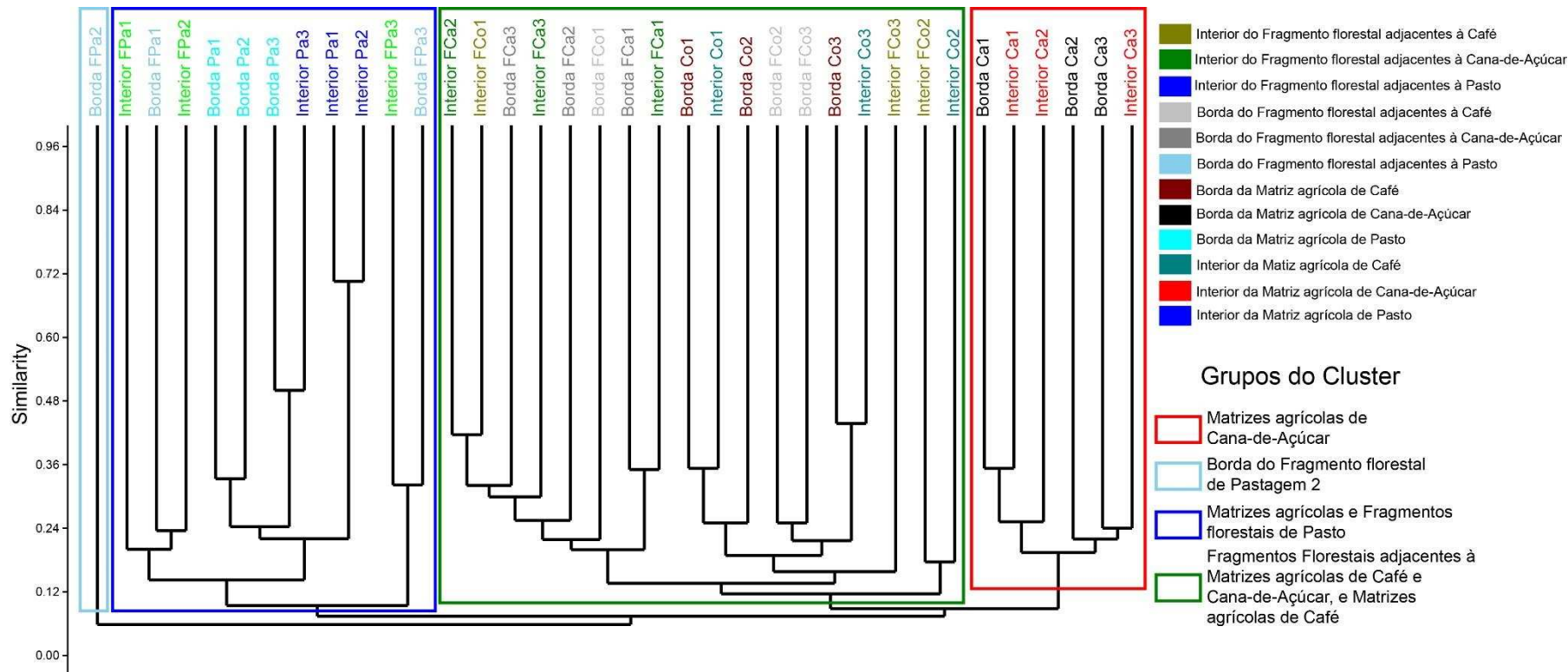


Figura 10 Similaridade entre o Gradiente de Distância (interior da matriz agrícola para o interior do fragmento florestal), gerado com o índice de similaridade de Jaccard. (Ca = Cana de Açúcar, Co = Café, Pa = Pasto).

5.3. *Guildas funcionais*

As guildas funcionais presentes nos sistemas, tiveram diferentes porcentagens. Os fragmentos florestais tiveram mais espécies predadoras (Predadoras Dominantes, Predadoras Generalistas e Predadoras Especialistas) (32,03%) do que as matrizes agrícolas (16,67%). Ao contrário as espécies generalistas (Generalistas, Oportunistas e Dominantes Generalistas) foram mais frequentes nas matrizes agrícolas (48,83%), do que nos fragmentos florestais (35,14%) (Figura 11).

Houve também uma maior frequência de espécies de formigas arbóreas em pastagens (2,89%), maior que em todos os fragmentos florestais juntos. Porém, não foram encontradas em fragmentos florestais adjacentes a essas pastagens (0,00%). De modo oposto espécies de formigas pertencentes à guilda “Correição” foram mais frequentes nos fragmentos florestais em contato com pastagens (1,49%), e não foram encontradas em pastagens.

As formigas da guilda Attine que são pertencentes a apenas um grupo de formigas [Attini (Atta-Genus Group) (Ward *et al.*, 2014)], mostraram um padrão de sempre existir uma menor frequência na matriz agrícola e um aumento nos fragmentos florestais adjacentes (Tabela 2).

Tabela 3. Frequência de guildas funcionais amostradas (em porcentagem) por cada tipo de matriz agrícola e seus fragmentos florestais adjacentes. (AM = matriz agrícola, FF = fragmento florestal)

SISTEMAS	ATTINE	GENERALISTA	PREDADORA	ARBÓREAS	CORREIÇÃO
AM CANA-DE-AÇÚCAR	9,13978	76,3441	11,828	1,6129	1,07527
AM CAFÉ	14,486	63,5514	20,0935	1,40187	0,46729
AM PASTO	19,0751	58,9595	19,0751	2,89017	0
FF CANA DE AÇÚCAR	13,7097	44,3548	41,5323	0,40323	0
FF CAFÉ	22,3022	54,6763	21,5827	0,71942	0,71942
FF PASTO	27,6119	47,7612	23,1343	0	1,49254
FRAGMENTOS FLORESTAIS	18,1641	48,8281	32,0313	0,39063	0,58594
MATRIZES AGRÍCOLAS	14,1361	66,3176	17,103	1,91972	0,52356

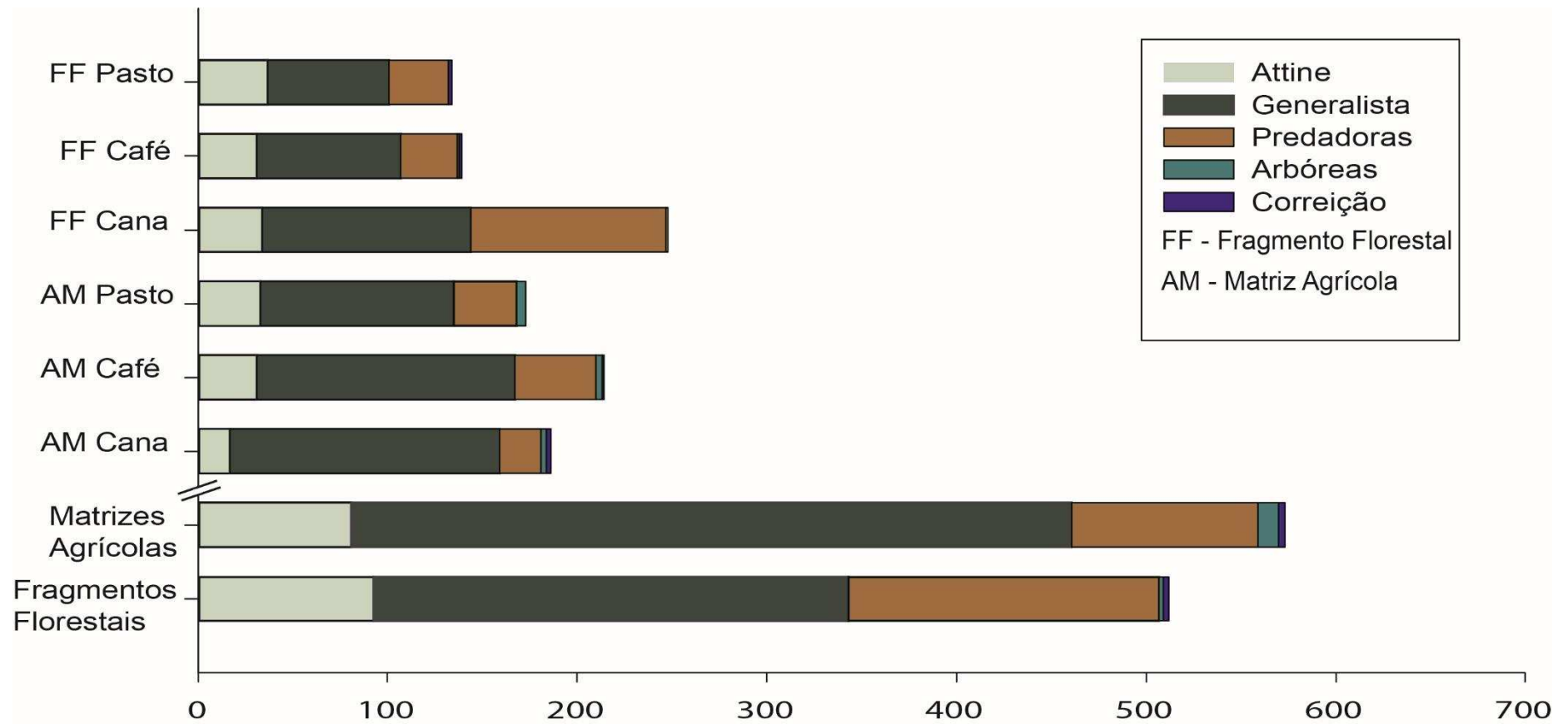


Figura 11 Frequência de Guildas Funcionais nos sistemas (matrizes agrícolas e fragmentos florestais) em cada tipo de plantio e seus fragmentos florestais adjacentes, e o total em Matrizes Agrícolas e Fragmentos Florestais (FF = Fragmento florestal, AM = Matriz agrícola).

6. DISCUSSÃO

Pheidole é um gênero hiperdiverso (Hölldobler & Wilson, 1990), e não é surpreendente que seja o mais coletado. Essas formigas são cosmopolitas (Andersen, 1997) e generalistas (Hölldobler & Wilson, 1990; Andersen, 1997; Delabie *et al.*, 2000). Encontramos este gênero em todos os fragmentos florestais e matrizes agrícolas, o que reforça a hipótese da ecologia delas como generalistas e cosmopolitas. Pois, todas matrizes agrícolas são estruturalmente diferentes umas das outras.

O gênero mais abundante foi *Atta* (Attini: Atta-Genus Group), com 26.126% das amostras. Este gênero é conhecido por ter colônias gigantes (Moreira *et al.*, 2004) podendo chegar até 10 milhões de operárias (Hölldobler & Wilson, 1990). A riqueza e abundância deste gênero é maior em ambientes mais ricos (Farji-Brener, 2001; Farji-Brener *et al.*, 2011). O interior do fragmento geralmente possui uma maior variedade e abundância de alimento, além de manter a umidade e a temperatura local (Wirth *et al.*, 2008). Sendo os dois últimos fatores importantes para a nidificação e manutenção das colônias (Lach *et al.*, 2010).

6.1. *Espécies nos sistemas*

6.1.1. Matrizes agrícolas de pastagem

A comunidade de formigas presente na matriz agrícola de pastagem (Borda e Interior) ficaram isoladas de todos os outros sistemas. Provavelmente as condições de pastagem não são favoráveis a todos os organismos. Alta incidência de radiação solar, ventos fortes e exposição aos predadores são

características que influenciam diretamente a comunidade de formigas (Philpott *et al.*, 2010).

Quatro gêneros foram encontrados exclusivamente em matrizes agrícolas de pastagem, *Prenolepis*, *Myrmelachista*, *Acropyga* e *Sericomyrmex*. Espécies do gênero *Prenolepis* são adaptadas à climas frios, (Andersen, 1997), e pastagens possuem altas temperaturas durante o dia e baixa temperatura durante a noite (Fisch *et al.*, 1996). Há uma alta probabilidade deste gênero ter sido capturado enquanto forrageava a noite. E sua presença em pastagens, local de pouco recurso, pode ser explicado pela ecologia do gênero que é oportunista (Hölldobler & Wilson, 1990).

Myrmelachista é um gênero exclusivamente arborícola e presente somente na região neotropical (Longino, 2006). Algumas espécies deste genero possuem uma relação mutualística com espécies das famílias Coccoidea e Pseudococcoidea (Longino, 2006; McNett *et al.*, 2010). Suguituru *et al.* (2011) encontrou duas espécies deste gênero em plantações de *Eucaliptus* spp. e florestas de Mata Atlântica secundárias adjacentes. Semelhantemente, Philpott *et al.* (2006) também encontrou o gênero em plantações de café, e também foi encontrado em pastagens por Schonberg e Longino (2004).

O gênero *Acropyga* também é arborícola (Johnson *et al.*, 2001), possuem uma relação simbiótica com o gênero *Neochavesia* (Hemíptera: Pseudococcidae) (Delabie *et al.*, 2007), e se alimentam de honeydew secretado pelo hemíptera (Johnson *et al.*, 2001). A presença dos dois gêneros arborícolas *Acropyga* e *Myrmelachista* em pastagens pode ser ligado ao fato de duas das três pastagens estudadas possuírem uma árvore (Assis, D., observação pessoal). Uma

única árvore em pastagem pode suportar uma alta riqueza de formigas arborícolas (Majer & Delabie, 1999).

Sericomyrmex é um gênero pertencente a tribo Attini, e ao grupo (Atta-Genus Group) (Ward *et al.*, 2014). Espécies deste gênero criam fungos mutualísticos, onde o fungo oferece alimento para toda a colônia (Schultz & Brady, 2008). Formigas do gênero *Sericomyrmex* coletam flores e frutos, preferencialmente, para nutrir o fungo simbiote (Leal & Oliveira, 2000; Pizo & Oliveira, 2000), e em estações secas podem coletar partes não vegetativas (Leal & Oliveira, 2000). Este gênero foi encontrado em plantações de *Eucaliptus* sp. sendo relacionado com alto grau de degradação ambiental (Marinho & Zanetti, 2002).

6.1.2. Matrizes agrícolas de cana de açúcar

Nenhum gênero foi exclusivamente encontrado nas matrizes agrícolas de cana-de-açúcar. Porém, houve um alto índice de gêneros formigas de hábito generalistas (*Pheidole* e *Camponotus*).

Formigas generalistas possuem o hábito de explorar todos os tipos de recurso (Silvestre *et al.*, 2003). Os gêneros *Pheidole* e *Camponotus* tiveram uma riqueza de 10 e 15 espécies respectivamente. As morfoespécies mais abundantes de cada gênero foram *Pheidole* sp. 11 (470 indivíduos) e *Camponotus* sp. 7 (263 indivíduos). Resultado parecido com o encontrado por Marinho e Zanetti (2002) e Ramos *et al.* (2003).

Os gêneros *Pheidole* e *Camponotus* são distribuídos globalmente (Hölldobler & Wilson, 1990; Wilson, 2003). Espécies do gênero *Pheidole* são agressivas e pioneiras (Ramos *et al.*, 2003). O gênero *Camponotus* por sua vez

possui espécies arborícolas e terrestres (Hölldobler & Wilson, 1990), com um alto poder invasivo (Ramos *et al.*, 2003). Ser generalista pode influenciar na diminuição da competição por recursos em canaviais. Uma outra hipótese que levantamos para altos números de espécies, seria o forrageamento em turnos. Formigas do gênero *Pheidole* têm preferência por forragear durante o dia (Lange *et al.*, 2008) enquanto *Camponotus* possuem um forrageamento noturno (Andersen, 1997).

6.1.3. Matrizes agrícolas de café

O único gênero exclusivo das matrizes de café foi o gênero *Anochetus*. Este gênero é um predador críptico, onde as operárias possuem uma cooperação reduzida comparada com outros grupos de formigas e são muito agressivas (Torres & Smelling, 2000). A presença de formigas predadoras era esperada em matrizes de café, uma vez que diversas pragas são alimento abundante nesta cultura (Philpott *et al.*, 2008b). Philpott *et al.* (2006) mostraram que formigas além de ajudarem com o controle de algumas pragas, fazem a polinização do cafeeiro, e aumentam o peso do grão.

6.1.4. Fragmentos florestais

Apenas quatro gêneros apareceram somente nos fragmentos florestais: *Basiceros*, *Discothyrea*, *Myrmicocripta* e *Octostruma*. Estes gêneros são tipicamente de vegetação mais fechada e não fomos surpreendidos com a coleta deles nos fragmentos florestais.

Basiceros é um gênero de formigas de serapilheira que nidifica em troncos caídos (Feitosa *et al.*, 2007), e forrageia em camadas superficiais da

serapilheira. Sendo que fragmentos florestais, possuem uma maior quantidade de troncos para nidificação, já devido a ações do tempo. *Discothyrea* é um gênero de formigas especializadas em predação de ovos de artrópodes (Katayama, 2013). A presença desse gênero nos fragmentos florestais é devida a alta quantidade de alimento, uma vez que diversos artrópodes preferem nidificar nos fragmentos florestais às matrizes agrícolas.

O gênero *Myrmicocripta* é um gênero cultivador de fungos (Schultz & Brady, 2008). O fato de termos encontrado este gênero no fragmento reforça a hipótese de umidade ser um fator limitante para o estabelecimento de Attini (Atta-genus group) nos sítios. Mesmo em locais muito úmidos as formigas desse grupo possuem técnicas para manter a umidade sob controle (Kleineidam & Roces, 2000).

Octostruma é um gênero típico de serapilheira, com poucas operárias por ninhos (Longino, 2013). Como matrizes agrícolas possuem pouca matéria orgânica morta no solo, devida a retirada mecânica ou manual. Os sítios de nidificação para estes gêneros ficam limitados a apenas os fragmentos florestais.

6.2. Comunidades de formigas nos sistemas

6.2.1. Sistemas – fragmentos florestais e matrizes agrícolas

A divisão clara entre os Fragmentos Florestais e Matrizes Agrícolas era esperada, juntamente com a divisão entre os tipos de matrizes agrícolas. As comunidades desses locais possuem uma composição de espécies distintas. Provavelmente o que mais influencia na composição da comunidade de formigas destes locais seja a estrutura da vegetação. Lawton (1983) revisou fatores que

influenciam na presença da comunidade de insetos herbívoros, e descobriu que o fator mais relevante para a comunidade é a estrutura da vegetação. Isso explicaria a alta divergência entre as comunidades de espécies de formigas nestas matrizes agrícolas.

Outros estudos também relacionaram a composição da estrutura da comunidade de formigas com a estrutura vegetacional (Gardner *et al.*, 1995; Cardoso *et al.*, 2010; Wiescher *et al.*, 2012). Lassau e Hochuli (2004) coletaram formigas em 28 ambientes, 14 heterogêneos e 14 homogêneos. E mostraram que a heterogeneidade do habitat é um fator que gere a riqueza e a composição de formigas. De modo semelhante Perfecto e Vandermeer (2002) demonstraram que o tipo de manejo das plantações pode influenciar diretamente sobre a heterogeneidade do habitat e conseqüentemente na comunidade de formigas .

Matrizes de café possuem a estrutura vegetacional maior, tipo arbórea, e são perenes. Essa estrutura aliada a perenidade e ao manejo refletiram sobre a alta similaridade da comunidade de formigas das matrizes agrícolas de café com os seus respectivos fragmentos florestais. A vagilidade da matriz pode ser um importante fator para manutenção da biodiversidade (Gascon & Lovejoy, 1999). Em ambientes onde os espécimes possam transitar, com o mínimo de alteração, influenciam não apenas no fluxo gênico, mas também na preservação das espécies destes locais (Gascon & Lovejoy, 1999).

6.2.2. Gradiente – interior fragmento florestal – interior matriz agrícola

A similaridade das comunidades de formigas dentro do gradiente borda – interior, para tipos vegetacionais são semelhantes. Isso mostra que pode haver

um fluxo de indivíduos da borda para o interior, tanto do fragmento florestal quanto para a matriz agrícola, e vice-versa.

Fragmentos florestais circundados por pastagens sofrem uma influência maior que os outros fragmentos florestais circundados por outros tipos de matrizes agrícolas adjacentes. Esses fragmentos florestais foram os únicos a não estarem agrupados com os demais. Os fragmentos florestais adjacentes à pastagem, muitas vezes são usadas como uma extensão das pastagens (Assis, D., observação pessoal), sem uma contenção para o gado ou outras criações pastoris.

Outro resultado que chamou a atenção foi a divergência entre interior e borda dos fragmentos florestais adjacentes às pastagens. Essa distinção pode ser vista como influência direta da matriz agrícola, já que em pastagens não existe uma “zona pré-amortecimento” anterior à borda (Mesquita *et al.*, 1999; Laurance, 2004).

Essa “zona pré-amortecimento” geralmente é a vegetação que fica em contato com a borda, e recebe boa porcentagem dos fatores que limitam a comunidade. A falta de uma vegetação que impeça os fatores abióticos de influenciarem diretamente sobre o fragmento florestal, mais especificamente sobre a borda florestal, pode ter influenciado diretamente sobre a comunidade dentro destes fragmentos.

Este tipo de vegetação “pré-amortecimento” é relacionado a alta mortalidade de árvores em regiões de bordas na Amazônia (Mesquita *et al.*, 1999), porém nada foi encontrado sobre a relação desse tipo de vegetação com a comunidade de formigas. As comunidades de formigas dos interiores fragmentos florestais circundados por pastagens são mais susceptíveis a invasões (Nakamura, 2003).

Aqui propomos que três fatores principais moldam a comunidade de formigas em fragmentos florestais adjacentes às pastagens: (1) a utilização do fragmento florestal adjacente como uma extensão das pastagens, com sua utilização para fins pastoris; (2) a falta de uma região pré-amortecimento, que faz com que os intempéries ajam diretamente sobre a borda e o fragmento florestal; e por fim (3) a facilitação da invasão de espécies que a pastagem propicia ao fragmento florestal a ela adjacente.

6.3. Riqueza e composição da comunidade de formigas

6.3.1. Riqueza e similaridade nos sistemas

Diferente do esperado houve diferença significativa entre a riqueza dos fragmentos florestais. Isso pode ser consequência da influência direta da matriz adjacente sobre o fragmento florestal, como já foi evidenciado em alguns grupos de organismos (Gascon & Lovejoy, 1999; revisado por Kupfer, 2006).

Uma possível explicação para os fragmentos florestais de café terem uma riqueza tão baixa quanto matrizes de pastagem e fragmentos de pastagem, seria que há uma dominância de alguns grupos de formigas nesses fragmentos. Resultados semelhantes a este já foram evidenciados (Philpott, 2010), entretanto a baixa riqueza dos sistemas de fragmento de café, não reduziram a similaridade com os fragmentos florestais. A matriz agrícola de café foi a mais similar aos fragmentos florestais. O que fortalece ainda mais a hipótese da estrutura vegetacional como fator estruturador da comunidade de formigas em matrizes agrícolas.

As matrizes agrícolas de cana de açúcar e café, juntamente com o fragmento florestal adjacente à cana de açúcar, tiveram uma maior riqueza de

espécies de formigas. Isso poderia ser explicado pelo alto índice de espécies generalistas presentes nestes sistemas. Espécies dos gêneros *Pheidole* e *Camponotus*, podem ter elevado o índice de riqueza destes locais. Resultado similar obtiveram Ramos e colaboradores (2003) quando mediram a estrutura da comunidade de cerrado “*stricto sensu*”, em Minas Gerais, Brasil. Tais gêneros foram dominantes nas coletas.

Os Fragmentos florestais circundados por canaviais possuem uma alta riqueza, devido a possuírem recursos de uso primário, tais como sítios de nidificação, alimento e proteção contra predadores. Tais recursos são fatores que limitam a presença de formigas em ecossistemas (Hölldobler & Wilson, 1990). Outro fator que pode ter influenciado, pode ser a migração da matriz agrícola para o fragmento (Gascon & Lovejoy, 1999). Porém a análise de similaridade mostrou que as comunidades de formigas são diferentes.

A dissimilaridade entre as comunidades de formigas entre os fragmentos florestais adjacentes aos canaviais e o próprio canavial suporta nossa teoria de que a estrutura vegetacional do ambiente é o fator estruturador das comunidades de formigas em ambientes agrícolas. Uma vez que as comunidades de cana-de-açúcar e pastagem, são diferentes não apenas entre os fragmentos florestais adjacentes a elas, mas também entre elas. Enquanto matrizes agrícolas de café são similares aos fragmentos florestais, tanto de cana-de-açúcar quanto de café.

6.3.2. Riqueza de similaridade no gradiente de distância

A riqueza e similaridade da comunidade de formigas no gradiente de distância não mostraram um padrão. A baixa riqueza para os sistemas de pastagem (Fragmento Florestal e Matriz Agrícola, e Borda e Interior), se

manteve tanto para a borda quanto para o interior, de ambos fragmentos florestais e matrizes agrícolas. Isso pode ser explicado novamente pela alta influência deste tipo matriz agrícola em volta do fragmento florestal (Malcolm, 1994; Laurance, 2004). Neste caso não apenas a matriz agrícola é afetada, mas também todo o fragmento florestal.

As espécies de bordas de matrizes agrícolas além de sofrerem com o efeito da estrutura da vegetação, provavelmente sofrem com a pressão das espécies da borda florestal (Murcia, 1995), o que produz uma competição entre tais espécies. A competição poderia explicar a baixa riqueza nas bordas de matrizes agrícolas, uma vez que espécies de bordas dos fragmentos podem forragear nas bordas de matrizes agrícolas. O que já foi registrado para outras espécies, como por exemplo, vespas parasitoides (Macfadyen & Muller, 2013).

A alta riqueza de espécies de formigas em fragmentos florestais adjacentes à cana-de-açúcar é facilmente explicada pela quantidade de recursos disponíveis nos fragmentos florestais. E por sua vez a alta riqueza de espécies de formigas da matriz agrícola pode ser explicada pelo alto nível de espécies generalistas (Dias *et al.*, 2013), que aumenta consideravelmente o número de espécies.

6.4. *Guildas funcionais*

O alto número de espécies generalistas presentes nas matrizes agrícolas, e um número maior de espécies predadoras nos fragmentos florestais, mostra o que esperávamos com nossas hipóteses. Ambientes mais homogêneos tendem a ter mais espécies generalistas enquanto ambientes mais heterogêneos possuem a ter um maior equilíbrio na quantidade de guildas funcionais.

Ambientes mais homogêneos como as matrizes agrícolas possuem poucos recursos, o que gera uma pressão sobre os espécimes (Gascon & Lovejoy, 1999; Vandermeer & Perfecto, 2007). Essa pressão seletiva age de modo que apenas espécies adaptadas a um nicho amplo consigam sobreviver nestes locais (Kassen, 2002; Wirth *et al.*, 2008; Dias *et al.*, 2013). Resultados semelhantes foram encontrados em outros organismos como pássaros (Devictor *et al.*, 2007) e com anfíbios (D’Anunção *et al.*, 2013).

De maneira semelhante o grupo de guildas de predadores foi maior nos fragmentos florestais. Uma maior gama de potenciais presas seria o mais provável motivo para essa diferença (Philpott *et al.*, 2008a). Formigas de hábito predador tendem a sofrer uma maior pressão que formigas generalistas (Dias *et al.*, 2013), e por isso são o grupo funcional que melhor representa os impactos sobre o ambiente (Wiescher *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2013).

A matriz de café foi a que teve a menor diferença em relação com as demais, sendo que a diferença com o fragmento florestal foi menor que 2% da frequência de coleta. A estrutura vegetacional do café suporta uma maior similaridade de espécies com o fragmento florestal adjacente, e isso reflete diretamente sobre as guildas (ou grupos) funcionais em ambientes agrícolas. Propomos que existe um sistema em equilíbrio metapopulacional, onde provavelmente as migrações entre os dois ambientes seja o fator primordial para a manutenção desta similaridade de espécies.

A presença de formigas arborícolas em pastagens, mostra que a busca de recursos força as formigas arborícolas a forragearem no solo. O que mostra que o ambiente onde vivem pode ter uma alta competição por recursos, e um deslocamento dessas espécies para o solo. Outra hipótese que lançamos é que

espécies arborícolas podem ter sido levadas pelo vento, já que uma área descampada a influência dos ventos é direta sobre os organismos.

A guilda das formigas cultivadoras de fungos (Attine) foram semelhantes em todos os sistemas com exceção das pastagens, porém foram as que tiveram a maior abundância. Essas guilda pode não demonstrar os impactos sobre os ambientes, porém são indícios de possíveis desníveis ecológicos. A última guilda, formigas de correição, é a única guilda que possui representantes “nômades” e sua utilização para medição de impactos é imprecisa e aleatória.

7. CONCLUSÕES GERAIS

Nossos resultados fornecem fortes evidências que a estrutura vegetacional é um dos principais fatores que estruturam a comunidade de formigas em plantações e fragmentos florestais adjacentes. Também mostram que a matriz agrícola adjacente ao fragmento florestal, exerce forte influência sobre o a comunidade dentro do remanescente florestal.

Em casos de matrizes de porte baixo, como pastagens, que não existe uma zona de “pré-amortecimento” para a borda florestal, conseqüentemente, todo o impacto abiótico age diretamente na borda florestal, e atinge o interior do fragmento florestal. Este achado foi o primeiro para o nosso objeto de estudo (no caso as formigas) e é um achado importante tanto para tomadas de decisão quanto para conhecimento científico de modo geral.

Matrizes agrícolas de porte mais arbóreo suportam uma maior diversidade de formigas e são mais similares aos fragmentos florestais. Plantações adjacentes aos fragmentos florestais são a “porta de entrada” para formigas invasoras e oportunistas, além de poderem aumentar a incidência de espécies generalistas dentro do fragmento florestal.

De todas as guildas de formigas estudadas as que melhor representam as mudanças no ambiente foi a guilda de formigas predadoras. Enquanto a guilda de formigas generalistas mostra o ambiente que está mais degradado, e não o quanto está sendo degradado.

O uso da terra aliado a um manejo inadequado é uma grande ameaça para a biodiversidade. Pois, causam além da homogeneização do ambiente uma constante pressão sobre os organismos. O tipo de manejo pode amortecer o impacto da homogeneização, e amenizar os dados causados por ela.

Riqueza e abundância, isolados sem a composição das espécies, não são bons fatores para caracterização das comunidades de formigas em matrizes agrícolas e fragmentos florestais. Indicamos sempre o uso de análise de composição das espécies e das guildas funcionais juntamente com os dois outros fatores da comunidade.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTI, D. & ALONSO, L.E. (2000). The all protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In: *ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington, smithsonian institution press, 280p. Smithsonian institution, pp. 204-206.

AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L.E. & SCHULTZ, T.R. (2000). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian institution press, pp.

ALTIERI, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment*, 74, 19-31.

ANDERSEN, A. (1997). Functional groups and patterns of organization in north american ant communities: a comparison with australia. *Journal of biogeography*, 24, 433-460.

ANDERSEN, A.N.; FISHER, A.; HOFFMANN, B.D.; READ, J.L. & RICHARDS, R. (2004). Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral ecology*, 29, 87-92.

ARMBRECHT, I.; RIVERA, L. & PERFECTO, I. (2005). Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of colombian coffee plantations. *Conservation biology*, 19, 897-907.

BENDER, D.J. & FAHRIG, L. (2005). Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology*, 86, 1023-1033.

BOLTON, B. (1994). *Identification guide to the ant genera of the world*. Harvard university press, pp. 232.

BOLTON, B. (1995). *A new general catalogue of the ants of the world*. Harvard university press, pp. 512.

BORCARD, D.; GILLET, F. & LEGENDRE, P. (2011). *Numerical ecology with r*. Use r! 1 edn. Springer-verlag new york, pp. 306.

BRITO, M.; RIBEIRO, D.; RANIERO, M.; HASUI, É.; RAMOS, F. & ARAB, A. (2014). Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. *Journal of insect conservation*, 18, 547-560.

BROWN, K.S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of insect conservation*, 1, 25-42.

CARDOSO, D.C.; SOBRINHO, T.G. & SCHOEREDER, J.H. (2010). Ant community composition and its relationship with phytophysiognomies in a brazilian restinga. *Insectes sociaux*, 57, 293-301.

CHAPIN, F.S.; ZAVALA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ, S. & III, F.S.C. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.

CHEN, J.; FRANKLIN, J.F. & SPIES, T.A. (1993). Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth douglas-fir forest. *Agricultural and forest meteorology*, 63, 219-237.

D'ANUNCIÇÃO, P.E.R.; SILVA, M.F.V.; FERRANTE, L.; ASSIS, D.S.; CASAGRANDE, T.; COELHO, A.Z.G.; AMÂNCIO, B.C.S.; PEREIRA, T.R. & DA SILVA, V.X. (2013). Forest fragments surrounded by sugar cane are more inhospitable to terrestrial amphibian abundance than fragments surrounded by pasture. *International journal of ecology*, 2013, 1-8.

DELABIE, J.H.C.; AGOSTI, D. & NASCIMENTO, I.C. (2000). Litter ant communities of the brazilian atlantic rain forest region. In: *sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests*. (eds. Agosti, d, majer, jd, alonso, le and schultz, tr). Curtin university of technology school of environmental biology perth australian, pp. 1-18.

DELABIE, J.H.C.; JAHYNY, B.; NASCIMENTO, I.C.; MARIANO, C.S.F.; LACAU, S.; CAMPIOLO, S.; PHILPOTT, S.M. & 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.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; COUVET, D.; LEE, A. & JIGUET, F. (2007). Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation biology : the journal of the society for conservation biology*, 21, 741-751.

DIAS, N.S.; ZANETTI, R.; SANTOS, M.S.; PENAFLORES, M.F.; BROGLIO, S.M. & DELABIE, J.H. (2013). The impact of coffee and pasture agriculture on predatory and omnivorous leaf-litter ants. *Journal of insect science (online)*, 13, 1:11.

DIDHAM, R.K. & LAWTON, J.H. (1999). Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments1. *Biotropica*, 31, 17-30.

DUELLI, P. & OBRIST, M.K. (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, ecosystems & environment*, 98, 87-98.

EHRlich, P.R. & RAVEN, P.H. (1964). Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution*, 18, 586-608.

FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34, 487-515.

FALCÃO, P.F.; PINTO, S.R.R.; WIRTH, R. & LEAL, I.R. (2011). Edge-induced narrowing of dietary diversity in leaf-cutting ants. *Bulletin of entomological research*, 101, 305-311.

FARJI-BRENER, A.G. (2001). Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. *Oikos*, 92, 169-177.

FARJI-BRENER, A.G.; CHINCHILLA, F.A.; RIFKIN, S.; SÁNCHEZ CUERVO, A.M.; TRIANA, E.; QUIROGA, V. & GIRALDO, P. (2011). The 'truck-driver' effect in leaf-

cutting ants: how individual load influences the walking speed of nest-mates. *Physiological entomology*, 36, 128-134.

FEITOSA, R.M.; BRANDÃO, C.R.F. & DIETZ, B.H. (2007). *Basiceros scambognathus* (brown, 1949) n. Comb., with the first worker and male descriptions, and a revised generic diagnosis (hymenoptera: formicidae: myrmicinae). *Papeis avulsos de zoologia (sao paulo)*, 47, 31-42.

FISCH, G.; MARENGO, J.A. & NOBRE, C.A. (1996). Clima da amazônia. *Boletim do climanálise especial, comemoração dos 10 anos*

FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16, 265-280.

FOLGARAIT, P.J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity & conservation*, 7, 1221-1244.

GARDNER, S.M.; CABIDO, M.R.; VALLADARES, G.R. & DIAZ, S. (1995). The influence of habitat structure on arthropod diversity in argentine semi-arid chaco forest. *Journal of vegetation science*, 6, 349-356.

GASCON, C. (2000). Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288, 1356-1358.

GASCON, C. & LOVEJOY, T.E. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological conservation*, 91, 223-229.

GOTELLI, N.J. & ELLISON, A.M. (2011). *Princípios de estatística em ecologia*. 1 edn. Artmed, pp. 532.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. & RYAN, P. (2009). Past-palaeontological statistics, ver. 1.89. *University of oslo, oslo*

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; EUSKIRCHEN, N.I.E.S.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUG, E.; ROBERTS, D.A.R.; JAITEH, M.S. & ESSEEN, P.-A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation biology*, 19, 768-782.

- HÖLDOBLER, B. & WILSON, E.O. (1990). *The ants*. Belknap press of harvard university press, pp. 732.
- HOLT, E.A. & MILLER, S.W. (2011). Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature education knowledge*, 3, 1-8.
- JOHNSON, C.; AGOSTI, D.; DELABIE, J.H.; DUMPERT, K.; WILLIAMS, D.J.; TSCHIRNHAUS, M.V. & MASCHWITZ, U. (2001). *Acropyga* and *azteca* ants (hymenoptera: formicidae) with scale insects (sternorrhyncha: coccoidea): 20 million years of intimate symbiosis. *American museum novitates*, 1-18.
- KASSEN, R. (2002). The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *Journal of evolutionary biology*, 15, 173-190.
- KATAYAMA, M. (2013). Predatory behaviours of *discothyrea kamiteta* (proceratiinae) on spider eggs. *Asian myrmecology*, 5, 121-124.
- KLEINEIDAM, C. & ROCES, F. (2000). Carbon dioxide concentrations and nest ventilation in nests of the leaf-cutting ant *atta vollenweideri*. *Insectes sociaux*, 47, 241-248.
- KUPFER, J.A. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global ecology and biogeography*, 15, 8-20.
- LACH, L.; PARR, C.L. & ABBOTT, K.L. (2010). *Ant ecology*. Oxford university press, pp.
- LANGE, D.; FERNANDES, W.D.; RAIZER, J. & FACCENDA, O. (2008). Predacious activity of ants (hymenoptera: formicidae) in conventional and in no-till agriculture systems. *Brazilian archives of biology and technology*, 51, 1199-1207.
- LASSAU, S.A. & HOCHULI, D.F. (2004). Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27, 157-164.

- LAURANCE, W.F. (2004). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical transactions of the royal society of london. Series b, biological sciences*, 359, 345-352.
- LAURANCE, W.F. & LOVEJOY, T.E. (2002). Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22 year investigation. *Conservation biology*, 16, 605-618.
- LAWTON, J.H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual review of entomology*, 28, 23-39.
- LEAL, I.R.; FILGUEIRAS, B.K.C.; GOMES, J.P.; IANNUZZI, L. & ANDERSEN, A.N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in brazilian atlantic forest. *Biodiversity and conservation*, 21, 1687-1701.
- LEAL, I.R. & OLIVEIRA, P.S. (2000). Foraging ecology of attine ants in a neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of brazil. *Insectes sociaux*, 47, 376-382.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (2012a). Chapter 7 - ecological resemblance. In: *developments in environmental modelling* (eds. Pierre, l and louis, l). Elsevier, pp. 265-335.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (2012b). Chapter 8 - cluster analysis. In: *developments in environmental modelling* (eds. Pierre, l and louis, l). Elsevier, pp. 337-424.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (2012c). Chapter 9 - ordination in reduced space. In: *developments in environmental modelling* (eds. Pierre, l and louis, l). Elsevier, pp. 425-520.
- LONGINO, J.T. (2006). A taxonomic review of the genus myrmelachista (hymenoptera: formicidae) in costa rica. *Zootaxa*, 1141, 1-54.
- LONGINO, J.T. (2013). A revision of the ant genus octostruma forel 1912 (hymenoptera, formicidae). *2013*, 3699, 61.

- LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J. & COLWELL, R.K. (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83, 689-702.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D. & WARDLE, D.A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804-808.
- MACFADYEN, S. & MULLER, W. (2013). Edges in agricultural landscapes: species interactions and movement of natural enemies. *Plos one*, 8, e59659.
- MAGURRAN, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Wiley, pp.
- MAJER, J.D. & DELABIE, J.H.C. (1999). Impact of tree isolation on arboreal and ground ant communities in cleared pasture in the atlantic rain forest region of bahia, brazil. *Insectes sociaux*, 46, 281-290.
- MALCOLM, J.A.Y.R. (1994). Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecology*, 75, 2438-2445.
- MARASAS, M.E.; SARANDÓN, S.J. & CICCHINO, A.C. (2001). Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in argentina. *Applied soil ecology*, 18, 61-68.
- MARINHO, C.G.S. & ZANETTI, R. (2002). Diversidade de formigas (hymenoptera: formicidae) da serapilheira em eucaliptais (myrtaceae) e área de cerrado de minas gerais. *Neotropical entomology*, 31, 187-195.
- MARKERT, B.A.; BREURE, A.M. & ZECHMEISTER, H.G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: *bioindicators and biomonitors* (eds. Markert, ba, breure, am and zechmeister, hg). Elsevier
- MCGEOCH, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews of the cambridge philosophical society*, 73, 181-201.

- MCKINNEY, M. & LOCKWOOD, J. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14, 450-453.
- MCNETT, K.; LONGINO, J.; BARRIGA, P.; VARGAS, O.; PHILLIPS, K. & SAGERS, C.L. (2010). Stable isotope investigation of a cryptic ant-plant association: *myrmelachista flavocotea* (hymenoptera, formicidae) and *ocotea* spp.(lauraceae). *Insectes sociaux*, 57, 67-72.
- MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P. & LAURANCE, W.F. (1999). Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in amazonian forest fragments. *Biological conservation*, 91, 129-134.
- MOREIRA, A.A.; FORTI, L.C.; BOARETTO, M.A.C.; ANDRADE, A.P.P.; LOPES, J.F.S. & RAMOS, V.M. (2004). External and internal structure of *atta bisphaerica* forel (hymenoptera: formicidae) nests. *Journal of applied entomology*, 128, 204-211.
- MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; SHIMABUKURO, Y.E.; ANDERSON, L.O.; ARAI, E.; DEL BON ESPIRITO-SANTO, F.; FREITAS, R. & MORISETTE, J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern brazilian amazon. *Proc natl acad sci u s a*, 103, 14637-14641.
- MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10, 58-62.
- NAKAMURA, A. (2003). Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological management & restoration*, 4, 20-28.
- OLFF, H. & RITCHIE, M.E. (2002). Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and urban planning*, 58, 83-92.
- PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. (2002). Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern mexico. *Conservation biology*, 16, 174-182.
- PHILPOTT, S.M. (2010). A canopy dominant ant affects twig-nesting ant assembly in coffee agroecosystems. *Oikos*, 119, 1954-1960.

PHILPOTT, S.M. & ARMBRECHT, I. (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological entomology*, 31, 369-377.

PHILPOTT, S.M.; PERFECTO, I.; ARMBRECHT, I. & PARR, C.L. (2010). Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: *ant ecology*. Oxford university press, new york (eds. Lach, I, Parr, C and Abbot, P), pp. 137-157.

PHILPOTT, S.M.; PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. (2008a). Behavioral diversity of predatory arboreal ants in coffee agroecosystems. *Environmental entomology*, 37, 181-191.

PHILPOTT, S.M.; PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. (2008b). Effects of predatory ants on lower trophic levels across a gradient of coffee management complexity. *The journal of animal ecology*, 77, 505-511.

PHILPOTT, S.M.; SOONG, O.; LOWENSTEIN, J.H.; PULIDO, A.L.; LOPEZ, D.T.; FLYNN, D.F.B. & DECLERCK, F. (2009). Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological applications*, 19, 1858-1867.

PHILPOTT, S.M.; UNO, S. & MALDONADO, J. (2006). The importance of ants and high-shade management to coffee pollination and fruit weight in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and conservation*, 15, 487-501.

PIANKA, E.R.; NATURALIST, T.A. & FEB, N.J. (1966). Latitudinal gradients in species diversity : a review of concepts. *The American Naturalist*, 100, 33-46.

PINKUS-RENDÓN, M.A.; LEÓN-CORTÉS, J.L. & IBARRA-NÚÑEZ, G. (2006). Spider diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and distributions*, 12, 61-69.

PIZO, M.A. & OLIVEIRA, P.S. (2000). The use of fruits and seeds by ants in the Atlantic forest of Southeast Brazil. *Biotropica*, 32, 851-861.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014). R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing Vienna, Austria

- RAMOS, L.S.; FILHO, C.G.S.M. & RZB, D. (2003). Comunidades de formigas (hymenoptera: formicidae) de serapilheira em áreas de cerrado “stricto sensu” em minas gerais. *Lundiana*, 4, 95-102.
- RIBAS, C.R.; CAMPOS, R.B.F.; SCHMIDT, F.A. & SOLAR, R.R.C. (2012). Ants as indicators in brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche: a journal of entomology*, 2012, 1-23.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. (2009). The brazilian atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142, 1141-1153.
- SABU, T.K. & SHIJU, R.T. (2010). Efficacy of pitfall trapping, winkler and berlese extraction methods for measuring ground-dwelling arthropods in moist-deciduous forests in the western ghats. *Journal of insect science (online)*, 10, 98-98.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5, 18-32.
- SCHONBERG, L.A. & LONGINO, J.T. (2004). Arboreal ant species richness in primary forest, secondary forest, and pasture habitats of a tropical montane landscape1. *Biotropica*, 36, 402-409.
- SCHULTZ, T.R. & BRADY, S.G. (2008). Major evolutionary transitions in ant agriculture. *Proceedings of the national academy of sciences*, 105, 5435-5440.
- SCHWEIGER, O.; MAELFAIT, J.P.; VAN WINGERDEN, W.; HENDRICKX, F.; BILLETTER, R.; SPEELMANS, M.; AUGENSTEIN, I.; AUKEMA, B.; AVIRON, S.; BAILEY, D.; BUKACEK, R.; BUREL, F.; DIEKÖTTER, T.; DIRKSEN, J.; FRENZEL, M.; HERZOG, F.; LIIRA, J.; ROUBALOVA, M. & BUGTER, R. (2005). Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of applied ecology*, 42, 1129-1139.

- SILVA, R.R. & BRANDÃO, C.R.F. (2010). Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological monographs*, 80, 107-124.
- SILVA, R.R. & BRANDÃO, C.R.F. (2014). Ecosystem-wide morphological structure of leaf-litter ant communities along a tropical latitudinal gradient. *Plos one*, 9
- SILVESTRE, R.; BRANDÃO, C.R.F. & DA SILVA, R.R. (2003). Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del cerrado. In: *introducción a las hormigas de la región neotropical* (ed. Fernández, f). Instituto de investigación de recursos biológicos alexander von humboldt, bogotá, colombia, p. 398.
- SINGER, A.; TRAVIS, J.M.J. & JOHST, K. (2013). Interspecific interactions affect species and community responses to climate shifts. *Oikos*, 122, 358-366.
- SMART, S.M.; THOMPSON, K.; MARRS, R.H.; LE DUC, M.G.; MASKELL, L.C. & FIRBANK, L.G. (2006). Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings. Biological sciences / the royal society*, 273, 2659-2665.
- SO, W.Y. & CHU, L.M. (2010). Ant assemblages on rehabilitated tropical landfills. *Biodiversity and conservation*, 19, 3685-3697.
- SUGUITURU, S.S.; SILVA, R.R.; SOUZA, D.R.D.; MUNHAE, C.D.B. & MORINI, M.S.D.C. (2011). Ant community richness and composition across a gradient from eucalyptus plantations to secondary atlantic forest. *Biota neotropica*, 11, 369-376.
- TORRES, J.A. & SMELLING, R.R. (2000). Distribution, ecology and behavior of *Anochetus kempfi*. *Sociobiology*, 36
- VANDERMEER, J. & PERFECTO, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation biology : the journal of the society for conservation biology*, 21, 274-277.
- VERCHOT, L.V.; MOUTINHO, P.R. & DAVIDSON, E.A. (2003). Leaf-cutting ant (*Atta sexdens*) and nutrient cycling: deep soil inorganic nitrogen stocks,

mineralization, and nitrification in eastern amazonia. *Soil biology and biochemistry*, 35, 1219-1222.

WARD, P.S.; BRADY, S.G.; FISHER, B.L. & SCHULTZ, T.R. (2014). The evolution of myrmicine ants: phylogeny and biogeography of a hyperdiverse ant clade (hymenoptera: formicidae). *Systematic entomology*, n/a-n/a.

WARREN, R.J.; GILADI, I. & BRADFORD, M.A. (2012). Environmental heterogeneity and interspecific interactions influence nest occupancy by key seed-dispersing ants. *Environmental entomology*, 41, 463-468.

WETTSTEIN, W. & SCHMID, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of applied ecology*, 36, 363-373.

WIESCHER, P.T.; PEARCE-DUVET, J.M.C. & FEENER, D.H. (2012). Assembling an ant community: species functional traits reflect environmental filtering. *Oecologia*, 169, 1063-1074.

WILSON, E.O. (2003). La hiperdiversidad como fenómeno real: el caso de pheidole. In: *introducción a las hormigas de la región neotropical* (ed. Fernández, f). Instituto de investigación de recursos biológicos alexander von humboldt bogotá, colombia, p. 398.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R. & TABARELLI, M. (2008). Plant herbivore interactions at the forest edge. *Progress in botany*, 69, 423-448.

YOUNG, C.E.F. (2005). Causas socioeconômicas do desmatamento da mata atlântica brasileira. (eds. Galindo-leal, c and câmara, idg). Fundação sos mata atlântica e conser- vação internacional, pp. 472-472.